

PYYDYKSIÄ LIMOITTAVIEN PIILEVIEN KEHITYS
VESIJÄRVELLÄ SYKSYLLÄ 2018

LAUNO PULLI

HELSINGIN YLIOPISTO
YMPÄRISTÖTIEDEIDEN LAITOS
PRO GRADU -TUTKIELMA
17.4.2020



Tiedekunta – Fakultet – Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta		Laitos – Institution – Department (Entinen: Ympäristötieteiden laitos)	
Tekijä – Författare – Author Launo Pulli			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Pyydyksiä limoittavien piilevien kehitys Vesijärvellä syksyllä 2018			
Oppiaine – Läroämne – Subject Ympäristömuutos ja globaali kestävyys			
Työn laji – Arbetets art – Level Pro gradu -tutkielma		Aika – Datum – Month and year 4/2020	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 54
Tiivistelmä – Referat – Abstract <p>Piilevät muodostavat monissa järvissämme kevään ja syksyn tuotantohuippujen aikana kasviplanktonlevien enemmistön. Syystuotantohuipun aikana runsastuvien rihmamaisten piilevien tiedetään aiheuttavan verkkojen ja muiden kalanpyydysten limoittumista monessa boreaalisessa järvessä. Myös Vesijärvellä on 2010-luvulla etenkin järven pohjoisosassa havaittu syksyisiä, kalastusta haittaavia piileväkukintoja.</p> <p>Tämä opinnäytetyö tehtiin yhteistyössä Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiön kanssa. Työn tarkoituksena oli selvittää, milloin mahdollinen syksyn 2018 piileväkukinta alkaa Vesijärvellä ja mikä laji aiheuttaa verkkojen limoittumisen. Lisäksi tarkasteltiin eroja Enonselän ja Kajaanselän vedenlaadun ja kasviplanktonlajiston välillä sekä vedenlaadun vaikutusta mahdollisen piileväkukinnan esiintymiseen. Limoittumista tutkittiin havaskokein, joiden tuloksia täydennettiin vedenlaatumittauksilla sekä vesipatsaan sekoittumisoloja kuvaavilla automaattisilla lämpötilan vertikaalimittauksilla.</p> <p>Verkkoja limoittava piileväkukinta alkoi kalastajien ilmoitusten perusteella Vesijärvellä vuonna 2018 Kajaanselällä viikolla 40 (1.10. alkaen) järven ollessa täyskierrossa. Havaskokeiden yhteydessä havaittiin piilevien samanaikainen runsastuminen Kajaanselällä, mutta ei varsinaista limoittumista. Kenttäkokeiden tulosten ja kalastajien ilmoitusten perusteella voidaan todeta verkkopyydysten limoittumisen aiheutuneen rihmamaisen <i>Aulacoseira islandica</i> -piilevän runsastumisesta, joka alkoi veden lämpötilan ollessa noin 11 °C. Vastaavaa limoittumista ei havaittu Enonselällä, jonka kasviplanktonlajistossa vallitsevana esiintyi <i>Planktothrix agardhii</i> -sinilevä.</p> <p>Molempien järvenselkien katsotaan olevan vedenlaadultaan rehevöityneitä, mutta sinilevävaltaisella Enonselällä ravinnepitoisuudet ovat Kajaanselkää korkeammat. Vaikka selittävää tekijää kasviplanktonyhteisöjen eroille ei löydetty, saattaa <i>Aulacoseira islandica</i> saada kilpailuetua sinileviin nähden Kajaanselän matalammista ravinnepitoisuuksista. <i>Planktothrix agardhii</i> -sinilevän menestyy hyvin rehevöityneissä vesistöissä, joka voi selittää lajin dominoinnin Enonselän kasviplanktonyhteisössä piileviin verrattuna. Vesijärvellä tulisi toteuttaa kattava kalastuskirjanpito yhdessä havaskokeiden kanssa kaikilla järven osa-alueilla koko järven syksyisen piilevätilanteen ja -kehityksen selvittämiseksi. Tarpeellista jatkotutkimusta olisi myös selvittää tuulen ja virtausten vaikutuksia piilevien alueelliseen jakautumiseen.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords <i>Aulacoseira islandica</i>, Enonselkä, kalastus, kasviplankton, Kajaanselkä, <i>Planktothrix agardhii</i>			
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors Lauri Arvola, Pauliina Salmi, Mirva Ketola			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Helsingin yliopisto			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			



Tiedekunta – Fakultet – Faculty Faculty of Biological and Environmental Sciences		Laitos – Institution – Department (Former: Department of Environmental Sciences)	
Tekijä – Författare – Author Launo Pulli			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Development of net fouling diatoms in Lake Vesijärvi in autumn 2018			
Oppiaine – Läroämne – Subject Environmental Change and Global Sustainability			
Työn laji – Arbetets art – Level Master's thesis		Aika – Datum – Month and year 4/2020	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 54
Tiivistelmä – Referat – Abstract <p>In many Fennoscandian lakes, diatoms account for majority of phytoplankton biomass during the spring and autumn maximum. Autumnal blooms of filament-forming diatoms are known to cause fishing net fouling in several boreal lakes. Observations of such net sliming diatom blooms in the northern part of Lake Vesijärvi have increased during 2010's.</p> <p>This thesis was done in collaboration with Lake Vesijärvi Foundation. The goal was to determine the starting time of the autumnal diatom bloom of 2018 and reveal the species that causes net sliming. Additionally, differences in water quality and phytoplankton composition between Enonselkä and Kajaanselkä basins were examined. Fishing net sliming was studied with netting experiments. Their results were complemented with water quality sampling and observing water column mixing conditions.</p> <p>Local fishermen reported net sliming to begin at week 40 (starting 1.10.2018) in Kajaanselkä basin during autumnal turnover. Results of netting experiments and water quality sampling revealed simultaneous increase in diatom abundance in the area, although no visible sliming occurred during sampling. Based on fishers' reports and sampling results, fishing net sliming was caused by filament-forming diatom <i>Aulacoseira islandica</i>, that increased in abundance as water temperature reached ca. 11 °C. In Enonselkä, no similar net sliming was observed, and phytoplankton was dominated by cyanobacteria <i>Planktothrix agardhii</i>.</p> <p>Both basins of the lake are affected by eutrophication, but Enonselkä basin more so than Kajaanselkä. Although no clear explanation for differing phytoplankton composition between the two basins was discovered, it's possible that <i>Aulacoseira islandica</i> receives competitive edge over cyanobacteria in mildly eutrophic waters of Kajaanselkä basin. The fact that <i>Planktothrix agardhii</i> seems to thrive in higher nutrient concentrations might explain its domination over diatoms in phytoplankton community of Enonselkä basin.</p> <p>Future research on net sliming would ideally be conducted as a combination of sliming accounting done by local fishermen and spatially and temporally more comprehensive netting experiments. Furthermore, studying the effects of wind and currents to diatom distribution in lakes could provide useful information for sampling setup.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords <i>Aulacoseira islandica</i>, Enonselkä, fishing, phytoplankton, sliming, Kajaanselkä, <i>Planktothrix agardhii</i>			
Ohjaaja tai ohjaajat –Handledare – Supervisor or supervisors Professor Lauri Arvola, PhD Pauliina Salmi and PhD Mirva Ketola			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Helsinki University			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

Sisällysluettelo

1. Johdanto.....	1
1.1 Kasviplanktonin vuodenaikaissukcesso järvissä.....	1
1.2 Verkkoja limoittavat piilevät.....	3
1.3 Tutkimuksen tausta ja tutkimuskysymykset.....	4
2. Aineisto ja menetelmät	5
2.1 Tutkimusalue	5
2.2 Näytteenotto	8
2.3 Havaskokeet.....	10
2.4 Kiintoainepitoisuuden määrittäminen	12
2.5 A-klorofyllipitoisuuden määrittäminen	13
2.6 Lajistomäärittäminen	15
2.7 Ravinneanalyysit	16
2.8 Sameus ja pH	17
2.9 Lämpötilamittaukset	17
2.10 Tulosten käsittely	17
3. Tulokset.....	18
3.1 Havaskoetulokset.....	18
3.1.1 Kiintoaine ja a-klorofylli	18
3.1.2 Kasviplanktoniyhteisön kehitys.....	21
3.2 Sekoittumisot.....	24
3.3 Vedenlaatu.....	27
4. Tulosten tarkastelu	30
5. Johtopäätökset	36
5.1 Yhteenveto	36
5.2 Pohdinta	36
Kiitokset.....	39
Kirjallisuus	40
Liitteet.....	47
Liite 1. Päälysveden vedenlaatatutietoja	47
Liite 2. Kasviplanktonin alueellinen levinneisyys marraskuussa.....	48
Liite 3. Lahden kaupungin tuulennopeustietoja	50
Liite 4. Ekologisen tilan luokkarajat kasvukaudella.....	50

1. JOHDANTO

1.1 Kasviplanktonin vuodenaikaissukcesso järvissä

Kasviplankton koostuu mikroskooppisen pienistä perustuottajista, jotka keijuvat vapaana vesipatsaassa (Reynolds 2006). Kasviplanktoniin kuuluvat muun muassa viherlevät, piilevät, panssarilevät, silmälevät, nielulevät ja sinilevät (Keto 2010a). Kasviplanktonin vuodenaikaissukcesso tarkoittaa biomassan ja lajien runsaussuhteiden kehitystä vuodenajan mukaan. Tämän luvun teoriakatsaus pyrkii yleisellä tasolla kuvaamaan kasviplanktonin sukcessoita boreaalisissa, kerrostuvissa järvissä.

Keväisin jäiden lähdön aikaan valon lisääntyminen johtaa nopeakasvuisten ja pienten piilevien, nielulevien ja kultalevien kasvuun (Sommer ym. 1986), ja etenkin viileässä vedessä menestyvät piilevät voivat runsastua jo jääpeitteisen kauden viimeisinä viikkoina (Vehmaa & Salonen 2009, Keto 2010a, Salmi & Salonen 2016). Jäiden lähdön jälkeinen täyskierto tuo valoisaan päällysveteen ravinteita, ja piileville suotuisten olosuhteiden johdosta monien kerrostuvien järvien perustuotannon huippu ajoittuu juuri kevääseen (Peeters ym. 2007).

Pienikokoisen kasviplanktonin lisääntymisen seurauksena myös sitä ravintonaan käyttävä eläinplankton runsastuu (Brett ym. 2009). Eläinplanktonin laiduntaminen aiheuttaa lopulta kasviplanktonin määrän nopean laskun hyvin alhaisiin pitoisuuksiin, joka voi myös runsasravinteisissa järvissä johtaa ns. kirkkaan veden vaiheeseen kevään ja kesän taitteessa. (Lampert ym. 1986, Reynolds 1998, Deneke & Nixdorf 1999). Myös kriittisten ravinteiden väheneminen vedestä hillitsee tehokkaasti kasviplanktonin kasvua ja etenkin biologisesti käyttökelpoisen piin väheneminen johtaa myös keväisen piilevien kasvun hiipumiseen (Reynolds 1986, Conley & Kilham 1989).

Ravinnon vähentyessä ja kalojen saalistuksen lisääntyessä eläinplanktonin määrä vähenee ja keskimääräinen yksilöko pienenee, johtaen kasviplanktonin vähentyneeseen laidunnuspaineeseen. Laidunnuksen väheneminen yhdistettynä

ravinteiden hyvään saatavuuteen ja kesän suotuisiin sääoloihin luo otolliset olosuhteet runsaan kasviplanktonyhteisön kasvuille. (Alpine & Cloern 1992, Wetzel 2001) Kasviplanktondynamiikka vaihtelee järvestä toiseen, mutta esimerkiksi Vesijärvellä runsastuvat keskikesällä aluksi viherlevät ja yhtymälevät. Kasviplanktonin runsastuminen kuluttaa pääravinteita – typpeä ja fosforia – vedestä (Keto 2010a). Kilpailu fosforista johtaa ensin suurten piilevien runsastumiseen, jotka tosin veden biologisesti käyttökelpoisen piin vähentyessä joutuvat osittain väistymään panssari- ja sinilevien tieltä (Sommer ym. 1986). Liukoisen typen väheneminen puolestaan suosii sinilevien runsastumista, sillä ne pystyvät sitomaan veteen liuennutta molekylaarista (N₂) typpeä. Tämä voi edesauttaa rehevöityneissä järvissä massiivisen sinileväkukinnan syntymistä keskikesän kirkkaan veden vaiheen jälkeen. (Penttinen & Niinimäki 2010, Paerl & Otten 2013)

Syksyllä valon määrä vähenee ja veden lämpötila laskee, jolloin myös kasviplanktonin määrä alkaa hiljalleen laskea. Päälyysveden lämpötilan laskiessa järven lämpötilakerrostuneisuus alkaa purkautua, ja kasviplanktonyhteisössä runsastuvat suurikokoisemmat yksisoluiset tai ketjuja muodostavat levät. Syksyn edetessä varsinkin piilevät runsastuvat. (Rautio ym. 2000.) Monet piileväsolut ovat raskaita ja vajoavat seisovassa vedessä kohti pohjaa (Smetacek 1985), mutta veden sekoittuminen esimerkiksi syystäyskierron aikaan tai jään alla voi johtaa piilevien pysymiseen vesipatsaassa (Kelley 1997, Salmi & Salonen 2016). Syksyisin jotkin sekoittuvassa vesipatsaassa pysyvät piilevät voivat yhteyttää tehokkaasti alhaisessa valossa ja lämpötilassa (Popovich & Gayoso 1999) mahdollistaen massaesiintymien muodostumisen (Sommer 1985).

Talvella valon väheneminen yhdessä lämpötilan laskun kanssa johtavat perustuotannon laskuun ja leväbiomassan vähentymiseen talven minimitasolle, josta planktonyhteisö kevään tullessa lähtee taas kasvamaan (Sommer ym. 1986, Wetzel 2001). Vaikka valon määrä rajoittaa yhteyttämistä jää- ja lumipeitteen alla, jotkin lajit voivat esiintyä runsaina myös talvisin, kuten liikkumiskykyiset flagellaatit tai piilevät mikäli veden virtaukset ovat riittäviä säilyttämään ne keijustossa (Vehmaa & Salonen 2009, Salmi & Salonen 2016).

Kasviplanktonin vuodenaikaissuksessio riippuu pitkälti paikallisista olosuhteista, joten yksittäisten vesistöjen tila voi huomattavasti poiketa alan kirjallisuuden tarjoamista yleiskuvauksista. Yhteistä järville on se, että kasviplanktonin

kehitykseen vaikuttavat ravinteiden saatavuus, lämmön ja valon määrä sekä ravintoverkon koostumus (Reynolds 2006). Näiden tekijöiden yhteisvaikutusten ja keskinäisten riippuvuuksien merkitys leväkukintojen esiintymisessä kuitenkin vaihtelee järvien välillä.

1.2 Verkkoja limoittavat piilevät

Piilevät ovat kasviplanktonia, joiden soluseinä sisältää piioksidia (Conley & Kilham 1989). Ne ovat tärkeä osa hiilen, hapen ja piin globaaleja biogeokemiallisia kiertoja (Street-Perrot & Barker 2008). Piilevien arvellaan kattavan maailmanlaajuisesti noin puolet kaikesta valtameren perustuotannosta (Bopp ym. 2005, Rousseaux & Gregg 2014). Koska monet piilevät ovat pinnoiltaan tahmeita, ne voivat tarttua kiinni toisiinsa, muodostaa rihmamaisia yhdyskuntia ja kerääntyä vedessä saostumiksi (Kjørboe ym. 1998). Runsastuessaan tällaiset piileväyhdyskunnat voivat vaikeuttaa kalastusta limoittamalla kalanpyydyksiä kuten verkkoja ja katiskoja. Pyydykset voivat limoittumisen myötä tulla niin painaviksi, että nuotan vetäminen tai verkkojen kokeminen vaikeutuu, minkä lisäksi pyydysten peseminen aiheuttaa lisätyötä. Piilevien aiheuttaman pyydysten limoittumisen koetaan myös vähentävän kalastuksen tehoa (Uuskallio 2016).

Vesijärven kaltaisissa rehevöityneissä järvissä pyydysten limoittuminen on usein voimakkainta kesäaikaan kirkkaan veden vaiheen jälkeen, jolloin perustuotanto on korkean lämpötilan ja valoisuuden vuoksi korkeimmillaan. Keskikesällä likaantumisen taustalla on usein viherlevä- tai sinileväkukinta (Vuorio ym. 2015), ja esimerkiksi *Hyalotheca dissiliens* -koristelevän tiedetään limoittaneen verkkoja karuissakin järvissä (Hammar ym. 1997). Keväisin ja syksyisin limoittumisen aiheuttavat kuitenkin useimmiten viileässä vedessä menestyvät, esimerkiksi *Asterionella*, *Aulacoseira*, *Tabellaria* tai *Fragilaria* -sukujen piilevät (Lepistö 1992).

Piilevien aiheuttamia syksyisiä ja/tai keväisiä limoittumishaittoja on havaittu Vesijärven ohella myös muissa Etelä-Suomen järvissä kuten Pirkanmaan Pyhäjärvellä (Vuorio ym. 2015) sekä Heinolan Ruotsalaisella ja Konnivedellä (Anttila-Huhtinen & Manninen 1999), joiden vedenkorkeutta tosin säädellään tulvien estämiseksi. Esimerkiksi Vuorion ym. (2015) Pyhäjärvellä toteuttamassa

tutkimuksessa havaittiin ns. kevätkuopan teon aiheuttamien virtausten ja piilevien aiheuttaman verkkojen limoittumisen välinen ajallinen yhteys. Pyhäjärvellä säätelyn suurin sallittu vaihteluväli (1,5 m) on kuitenkin huomattavasti suurempi kuin Vesijärvellä. Vesijärven pinnankorkeutta säännöstellään Vääksynjoen padolla, jossa sallittujen ylävesi- ja alavesikorkeuksien erotus on 29 cm (Vesijärvi-ohjelma 2012-2015).

1.3 Tutkimuksen tausta ja tutkimuskysymykset

Tämä opinnäytetyö tehtiin yhteistyössä Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiön kanssa. Vesijärvellä nuottaamalla ja rysillä toteutetun hoitokalastuksen sekä kotitalouksien verkkokalastuksen yhteydessä on raportoitu 2010-luvulla etenkin syksyisiä kalastusta haittaavia piileväkukintoja, jotka limoittavat kalanpyydyksiä (Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiö 2014, Uuskallio 2016, Lahden kaupunki 2017). Ennakkotiedon mukaan esiintymiä on ollut eri puolilla järveä, ja ne ovat olleet voimakkaampia Kajaanselällä ja Laitialanselällä kuin Enonselällä. Piileväesiintymien ajoittumisesta ja sijoittumisesta ei kuitenkaan ole kvantitatiivista tietoa.

Tarkastelen opinnäytetyössäni verkkohavasten limoittumista Vesijärven Enonselällä ja Kajaanselällä syksyn mahdollisen piileväkukinnan aikana sekä piilevien runsauteen vaikuttavia fysikaalisia ja kemiallisia tekijöitä. Pyrin vastaamaan seuraaviin kysymyksiin:

1. Milloin verkkojen limoittuminen alkaa?
2. Mikä laji tai mitkä lajit aiheuttavat havasten limoittumisen?
3. Onko Kajaanselän ja Enonselän välillä eroja vedenlaatutekijöissä ja leväkukinnassa?
4. Selittävätkö veden fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet piilevien syksyisen runsastumisen?

Tutkimushypoteesien mukaan piilevät 1) runsastuvat syyskierron aikana ja 2) muodostavat suurempia biomassoja Kajaanselällä kuin Enonselällä. Lisäksi 3) biologisesti käyttökelpoisen fosforin, typen ja/tai piin loppuessa piileväkukinta hiipuu ja havasten limoittuminen loppuu.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimusalue

Päijät-Hämeen Vesijärvi sijaitsee Lahden, Hollolan ja Asikkalan alueella ja se luokitellaan järvityypiltään suuriin, vähähumuksisiin järviin. Merkittävän osuuden järven suhteellisen pienestä valuma-alueesta muodostavat metsät (57 %) ja peltomaat (24 %) (Keto 2008). Vesijärven keskisyvyys on 6 metriä ja kokonaispinta-ala yhteensä 109 km² (taulukko 1). Sen suurimmat selät ovat Enonselkä ja Kajaanselkä, jotka valittiin myös tämän tutkimuksen tutkimusalueeksi (kuva 1).

Taulukko 1. Vesijärven hydrologiset tiedot (Tuominen & Kolunen 1992).

	Enonselkä	Paimelanlahti- Vähäselkä	Komon- selkä	Laitialan- selkä	Kajaan- selkä	Vesijärvi
VALUMA-ALUE km ²	84	97	37	159	138	515
PINTA-ALA km ²	26	6	12,5	21,5	44	109
KESKIVIRTAAMA m/s	1	0,8	2	1,1	3,9	3,9
KESKITILAVUUS 10 ⁶ m ³	176	17	50	120	300	663
KESKIVIIPYMÄ v	5,6	0,7	0,8	3,5	2,4	5,4
SUURIN SYVYYS m	33	14,5	10,5	18,5	42	42
KESKISYVYYS m	6,8	2,8	4	5,6	6,8	6
RANTAVIIVA km	44	16	21	37	63	181

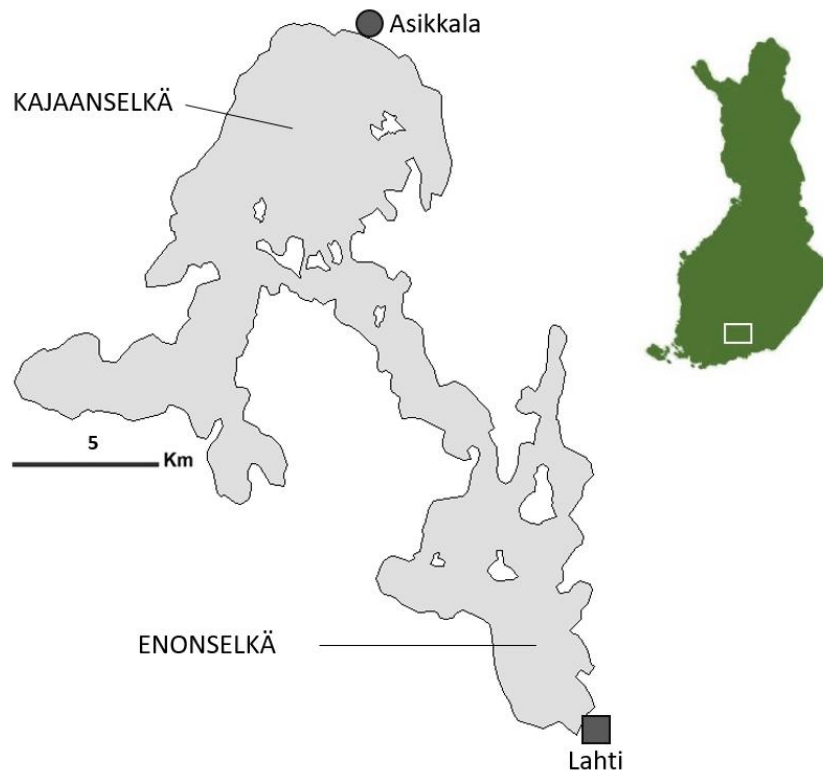
Vesijärven vedenlaatu alkoi heikentyä 1920-luvulla Lahden kaupungin jätevesien sekä teollisuuden päästöjen aiheuttaman kuormituksen takia (Keto 2010b). Vesistön tilaa parannettiin lopettamalla kaupungin jätevesien laskeminen järveen

vuonna 1976 (Kairesalo ym. 1999). Sisäisen ravinnekuormituksen vuoksi pelkän ulkoisen kuormituksen vähentäminen todettiin kuitenkin riittämättömäksi keinoksi parantaa leväkukinnoista ja happikadosta kärsivän järven tilaa, ja hoitotoimenpiteinä päädyttiin vuosien varrella käyttämään ravintoverkkokunnostusta (Sammalkorpi ym. 1995, Horppila 1994) ja keinotekoista hapetusta (Liukkonen ym. 1997, Salmi ym. 2014, Niemistö ym. 2019).

Vesijärven laajamittaista biomanipulaatiota eli ravintoverkkokunnostusta kokeiltiin ensimmäisen kerran vuosina 1989-1993 (Horppila ym. 1998, Nykänen ym. 2010). Biomanipulaation käyttöä kunnostustoimenpiteenä tuki varsinkin 1980-luvulla jalansijaa saanut ravintoketjuteoriaan pohjannut ajatus, jonka mukaan lisäämällä petokalojen määrää ja vähentämällä eläinplanktonia syöviä kaloja voitaisiin lisätä eläinplanktonin aiheuttamaa laidunnusta. Tämä johtaisi puolestaan kasviplanktonin määrän ja siten haitallisten leväkukintojen vähenemiseen (Shapiro & Wright 1984, Carpenter ym. 1985).

Vesijärven ravintoverkkokunnostus toteutettiin osana vuonna 1987 alkanutta Vesijärviprojektia (Sammalkorpi ym. 1995) sekä mittavana tehokalastuksena että petokalojen istutuksena. Järveen istutettiin kuhaa, jonka kanta alkoikin vahvistua 1990-luvun alussa (Ruuhijärvi ym. 2005). Pääasiallisen menetelmän eli tehokalastuksen yhteydessä järvestä troolattiin viidessä vuodessa yli 1000 tonnia kalaa, lähinnä kuoretta ja särkeä (Kairesalo & Vakkilainen 2004, Anttila ym. 2013). Intensiivisen tehokalastusjakson jälkeen järvellä on suoritettu vuosittaisia hoitokalastuksia, mutta pienemmillä saalismäärillä kuin ensimmäisen Vesijärviprojektin tehokalastuksen aikana.

Vedenlaatu paranikin 1990-luvulla selvästi ja haitalliset sinileväkukinnat loppuivat muutaman vuoden ajaksi (Keto 2010b, Nykänen ym. 2010). Järven tilan kohentumisen katsotaan osaltaan johtuneen onnistuneen biomanipulaation aiheuttamasta sisäisen kuormituksen vähenemisestä (Kairesalo ym. 1999, Suoraniemi ym. 2000, Anttila 2013).

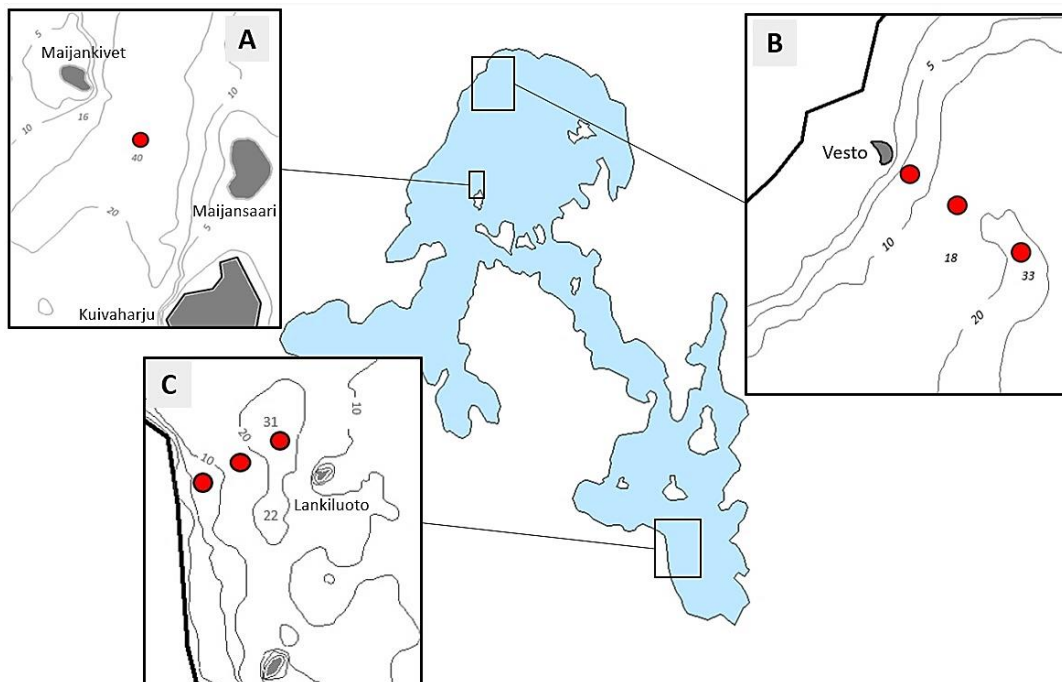


Kuva 1. Vesijärvi, tutkimusalueet Enonselkä ja Kajaanselkä sekä järven sijainti Suomessa.

2000-luvun taitteessa vedenlaatu alkoi kuitenkin jälleen heikentyä ja Vesijärvi II-hanke 2002-2007 lisäsi hoitokalastuksen intensiteettiä koko järven alueella (Keto ym. 2005). Myös vuosina 1979–1984 tehty hapetuskokeilu sai jatkoa vuonna 2007 (Eurofins 2019), ja vuonna 2010 Enonselän sekoitushapetus aloitettiin uudelleen yhteensä yhdeksällä Mixox-hapettimella (Salmi 2015). Kesähapetus lopetettiin kuitenkin vuonna 2018. Vuosien varrella Vesijärvellä on tehty kunnostustoimina muun muassa vesikasvien niittoa, valuma-alueen peltoviljelyn tuotantomenetelmien kehittämistä, kosteikkojen, laskeutusaltaiden ja maatalouden suojavaikohyöhykkeiden rakentamista sekä järveen laskevien virtavesien kunnostusta (Keto 2008). Virkistyskäyttöä haittaavia sinileväkukintoja on ilmennyt vuosituhanen taitteen jälkeen harvemmin kuin pahimpina likaantumisvuosina 1970-luvulla, mutta sinileviä esiintyy ajoittain edelleen varsinkin Enonselällä runsaasti (Kuoppamäki 2018).

2.2 Näytteenotto

Tässä opinnäytetyössä tutkin verkkojen limoittumista havaskokein, joiden tuloksia täydennettiin vedenlaatumittauksilla sekä vesipatsaan sekoittumisoloja kuvaavilla automaattisilla lämpötilan vertikaalimittauksilla. Verkkojen limoittumista tutkittiin kenttäkokeilla yhteensä neljä kertaa (17.9., 1.10., 16.10. ja 5.11.) syksyn 2018 aikana. Näytteenotto suoritettiin kahden peräkkäisen päivän aikana. Ensimmäisenä päivänä välineistö kuljetettiin järvelle ja havakset sijoitettiin järveen kuvan 2 osoittamille paikoille, jotka valittiin syvyyskartan ja kaikuluotaimen avulla. Jokainen koejakso kesti 22-24 tuntia, minkä jälkeen havakset nostettiin vedestä ja kuljetettiin laboratorioon jatkokäsittelyä varten. Noston yhteydessä havaksen likaantuminen myös arvioitiin silmämääräisesti ja mahdollinen limoittumishavainto (limoittunut/ ei limoittunut) kirjattiin ylös.



Kuva 2. Havasten sijainti pisteinä merkittynä Vesijärvellä eri syvyysvyöhykkeillä. (A) Kajaanselän syväne, (B) Kajaanselän koelinjan näytepisteet ja (C) Enonselän näytepisteet.

Havasten laskun yhteydessä otettiin myös vesinäytteet, määritettiin näkösyvyys Secchi -levyn avulla ja mitattiin hapen ja lämpötilan vertikaaliprofiilit optisella YSI-mittarilla (Yellow Springs Instruments, USA) syvimmän näytepisteen kohdalta viiden metrin välein pinnasta pohjaan. Enonselän näytteenottopaikka

sijaitti Lankiluodon syvänteellä, jonka kokonaissyvyys on 31 metriä ja koordinaatit N 6765571, E 424484 (TM35FIN). Kajaanselän näytteenottopaikan koordinaatit olivat N 6782016, E 418099 (TM35FIN) ja kokonaissyvyys 33 metriä. Viimeisellä näytteenottokerralla vietiin myös havas 35 metrin syvyyteen kuvaan 3 merkitylle Kajaanselän syvänteelle alueen kasviplanktonin havainnointia varten.

Vesinäytteet otettiin 50 cm korkealla, tilavuudeltaan 3,5 l Limnos - vesinäytteenottomella. Vesinäyte noudettiin ulapan näytteenottopisteeltä 0-2 metrin syvyydeltä 14 litran kokoomanäytteenä yhteensä neljällä nostolla puolen metrin syvyyden välein, ja sekoitettiin puhtaassa astiassa ennen osanäytteiden jaottelua pienempiin suljettaviin pulloihin eri määrittämiä varten. Osanäytteet jaettiin omiin astioihinsa kentällä seuraavasti:

- 1 litran näyte mustattuun muoviseen näytepulloon a-klorofyllimäärittäystä varten
- 1 litran näyte muoviseen näytepulloon ravinnemäärittämiä varten
- 100 ml lasipulloon kasviplanktonin lajistonäyte
- 100 ml näyte muovipulloon silikaattianalyysiä varten
- 100 ml näyte muovipulloon sameuden määrittäystä varten
- 100 ml hioskorkilliseen lasipulloon pH:n määrittäystä varten

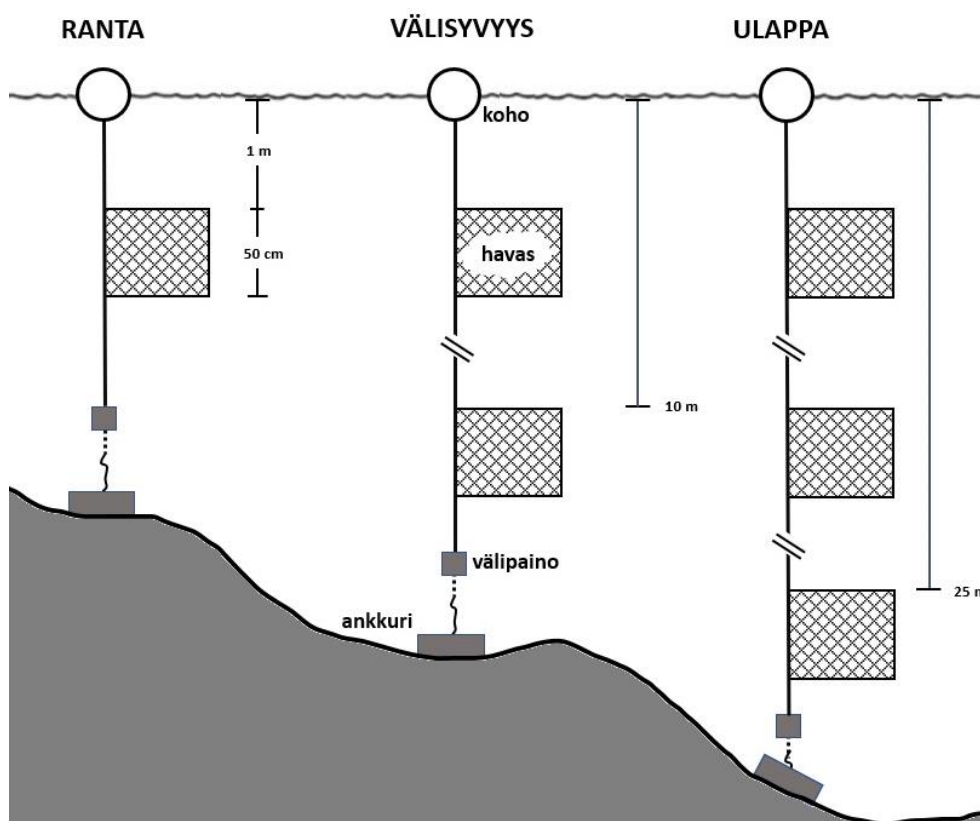
Kasviplanktonin lajistonäyte säilöttiin lisäämällä laboratoriossa näytteeseen 0,5 ml/100 ml hapanta Lugolin liuosta. Näytteenottoa seuraavana päivänä tehtäviä määrittämiä varten otetut pH-, sameus- ja a-klorofyllinäytteet sekä havakset säilytettiin yön yli jääkaapissa. Muovisissa näytepulloissa olleet ravinnemäärittämiä varten otetut vesinäytteet säilöttiin pakastimessa.

2.3 Havaskokeet

Havaskokeiden tavoitteena oli tarkastella pyydysten limoittumista kahdella eri selällä. Kummaltakin järvenselältä valittiin kolme näytepaikkaa, joihin havakset upotettiin vuorokaudeksi. Näytepaikat sijoitettiin linjaan rannalta kohti ulappaa siten, että voitiin vertailla kiintoaineksen kertymistä koeverkkoihin eri syvyyksissä ja eri etäisyyksillä rannasta. Koejärjestelyiden mallina on käytetty etenkin Vuorion ym. (2015) limoittumistutkimusta, joskin soveltaen ja opinnäytetyön laajuuteen sovittaen.

Näytteenotossa käytetyt havaskehikot rakennettiin Herve & Heinosen (2004) ohjetta mukaillen. Virtaussuunta jätettiin tässä tutkielmassa käytännön syistä huomioimatta, sillä aikataulu ja opinnäytetyön laajuus (30 op) osaltaan rajasivat kenttätöihin käytettävää aikaa. Teräksiset kehikot tehtiin 50 x 50 cm kokoisiksi. Tässä tutkielmassa käytetyt havakset olivat 1 mm paksuisesta nailonlangasta valmistettuja ja solmuväliltään 10 mm.

Havakset asennettiin 1 m, 10 m ja 25 m syvyyksiin näytteenottopaikan mukaan siten, että rantavyöhykkeellä matalimmassa näytteenottopaikassa oli vain yksi koehavas ja ulapalla syvimessä paikassa kolme havasta (kuva 3). Rantaa lähimpänä olevien näytepisteiden kokonaissyvyys oli vähintään 5 metriä. Muiden koehavasten paikan valinnassa yleisenä kriteerinä oli valita syvyys, jossa pohjan ja syvimmän havaksen alareunan välille jäi vähintään 3 metrin väli. Limoittumista mitattiin vuorokauden koeviljelyn jälkeen havaksesta tehtyjen a-klorofylli- ja kuiva-ainemääritysten avulla.



Kuva 3. Kaaviokuva koejärjestelystä.

Kokeessa käytetyt havakset esikäsiteltiin Herve & Heinosen (2004) ohjeen mukaan pesemällä ne ennen kehikoihin kiinnittämistä ultrapuhtaalla vedellä ja kuivaamalla lämpökaapissa + 60 °C lämpötilassa kahden tunnin ajan. Tämän jälkeen havakset punnittiin ja merkittiin, jotta koeviljelyn tuloksena myöhemmin saadut kuiva-aine ja a-klorofyllipitoisuudet voitiin ilmoittaa havasgrammaa ja vuorokautta kohti.

Puhtaat havakset kiinnitettiin rannassa rautalangalla kehikoihin, kuljetettiin näytepisteelle ja upotettiin haluttuun syvyyteen vuorokaudeksi. Seuraavana päivänä havasten noston yhteydessä mahdollinen limoittuminen arvioitiin silmämääräisesti ja kirjattiin ylös (0 = ei limoittunut, 1 = limoittunut). Havakset irrotettiin kehikoistaan ja laitettiin 250 ml ultrapuhdasta vettä sisältävään suljettavaan 1 litran vetoiseen pakasterasiaan, ja kuljetettiin kylmälaukussa laboratorioon jatkokäsittelyä varten.

Laboratoriossa havakset pestiin 2 litran lasipurkissa ultrapuhtaalla vedellä käsin hieromalla ja hankaamalla kahden minuutin ajan, ja pesuvesi laimennettiin mittapullossa 500 ml tilavuuteen. Jokaisen havaksen pesuvedestä määritettiin kiintoainepitoisuus, sekä ulappänäytteiden pintahavaksista a-klorofyllipitoisuus.

2.4 Kiintoainepitoisuuden määrittäminen

Kokoomavesinäytteen ja koehavasten pesuveden kiintoaines määritettiin suodattamalla näyte Whatman GF/C lasikuitusuodattimelle vakuumlaitteiston avulla. Ennen suodatusta suodattimet esikäsiteltiin pesemällä. Pesu tehtiin kastelemalla suodattimet ultrapuhtaalla vedellä ja imemällä vakuumlaitteistolla muutaman sekunnin ajan. Pestyt suodattimet laitettiin rypistetylle alumiinifoliolle, ja kuivattiin lämpökaapissa 105 °C tunnin ajan. Suodattimien annettiin jäähtyä eksikaattorissa. Huoneenlämpöiset suodattimet punnittiin analyyysivaa'alla 1 mg tarkkuudella.

Kiintoainepitoisuuden määrittystä varten esikäsitelty ja punnittu suodatin asetettiin paikoilleen laitteistoon, ja sen läpi suodatettiin 100 ml – 500 ml näytettä. Suodatettu määrä kirjattiin ylös, ja jokaisen suodatetun näytteen alkuperä ja suodatettu tilavuus merkittiin ylös. Suodattimet asetettiin rypistetylle alumiinifoliolle ja asetettiin lämpökaappiin kuivumaan 105 °C lämpötilaan tunnin ajaksi. Tämän jälkeen suodattimet jäähdytettiin eksikaattorissa ja punnittiin. Punnitustuloksen perusteella voitiin laskea veden kiintoainepitoisuus kaavan (1) mukaan

$$KA = \frac{1000 \times (m_1 - m_2)}{V} \quad (1)$$

missä

KA = kiintoaine, mg/l

m_1 = suodattimen ja kuivatun jäännöksen yhteismassa, mg

m_2 = suodattimen massa, mg

V = suodatukseen käytetyn vesinäytteen tilavuus, ml

Vesinäytteiden kiintoainepitoisuus ilmoitetaan yleisesti yksikössä mg/l, kun taas koehavaksiin tarttunut kiintoainepitoisuus ilmoitetaan Herve & Heinosen (2004) ohjeen mukaan havasgrammaa ja vuorokautta kohti kaavan (2) mukaan

$$KA_t = \left(\frac{(m_1 - m_2) \times \frac{V_2}{V}}{m_h} \right) : vrk \quad (2)$$

missä KA_t = verkkoon vuorokaudessa tarttunut kiintoaine, mg/g/vrk
 m_1 = suodattimen ja kuivatun jäännöksen yhteismassa, mg
 m_2 = suodattimen massa, mg
 V_2 = verkkoliinan pesuun käytetyn veden tilavuus, ml
 V = suodatukseseen käytetyn vesinäytteen tilavuus, ml
 m_h = verkkoliinan massa, g
 vrk = vuorokausi

2.5 A-klorofyllipitoisuuden määrittäminen

Vesinäytteiden a-klorofyllipitoisuus määritettiin spektrofotometrillä SFS 5772 -standardin mukaisesti. Kuiva-ainesuodatusten yhteydessä suodatettiin samalla osasta näytteitä Whatman GF/C suodattimilla näytteitä myös a-klorofyllimääritykseen. Suodatettu tilavuus vaihteli 98 ml ja 228 ml välillä ollen pääsääntöisesti kuitenkin 150 ml. Itse suodatus tehtiin muuten täsmälleen samoin kuin kiintoainemäärityksessä, mutta suodattimia ei punnittu, vaan ne pakastettiin heti suodatuksen jälkeen myöhempää määritystä varten.

A-klorofyllin määrittämisessä leväpigmentit uutettiin (5 min, 75 °C) pakkasessa säilötyistä suodattimista kuumaan etanoliin, jonka tilavuus oli 15 ml. Jäähdyttyään uute kirkastettiin 0,45 µm polypropyleeni-ruiskusuodattimella puhtaaseen uuttoputkeen, josta se edelleen pipetoitiin spektrofotometrin kyvetiin, jonka pituus oli 1 cm tai 5 cm näytteen mukaan. Näytteen absorbanssi mitattiin aallonpituuksilla 665 nm ja 750 nm. Mittausten pohjalta laskettiin a-klorofyllipitoisuus, C_c , kaavan 3 mukaan

$$C_c = 11,9 \cdot A \cdot \frac{V_E}{V_S \cdot d} \quad (3)$$

missä C_c = klorofyllipitoisuus, $\mu\text{g/l}$

$A = A_{665} - A_{750}$, uutteen absorbanssien erotus 665 ja 750 nm aallonpituuksilla

V_E = uutteen tilavuus, ml

V_S = suodatetun näytteen tilavuus, l

d = kyvetin valotien pituus, cm

11,9 = laskennallinen kerroin kaavan (4) mukaan

$$11,9 = \frac{1}{K_C} \cdot 1000 \quad (4)$$

missä K_C = 84 l/g cm, a-klorofyllin absorptiokerroin.

Vesinäytteiden a-klorofyllipitoisuus ilmoitetaan yksikössä $\mu\text{g/l}$, kun taas koehavaksiin tarttunut kertymä ilmoitetaan Herve & Heinosen (2004) ohjeen mukaan havasgrammaa ja vuorokautta kohti kaavan (5) mukaan

$$chla = \left(\frac{C_c \cdot V_2}{m_h} \right) : vrk \quad (5)$$

missä $chla$ = verkkoon kertynyt a-klorofyllipitoisuus, $\mu\text{g/g/vrk}$

C_c = klorofyllipitoisuus, $\mu\text{g/l}$

V_2 = verkkoliinan pesuun käytetyn veden tilavuus, l

m_h = verkkoliinan massa, g

2.6 Lajistomääritys

Koehavasten pesuvedestä sekä kokoomavesinäytteestä otettiin näytteenoton yhteydessä happamaan Lugol-liuokseen säilötyt osanäytteet lajistomääritystä varten. Lajistomääritys tehtiin semikvantitatiivisellä menetelmällä, jonka tarkoituksena on arvioida eri taksonien runsaus vesinäytteessä (Järvinen ym. 2011). Vesinäytteet sekoitettiin, kaadettiin 2,2 ml Ütermöhl -laskeutuskammioon ja 3 tunnin laskeutusajan jälkeen näytteet analysoitiin käänteismikroskoopilla 200- ja 400 -kertaisilla suurennoksilla. 200-kertaisella suurennoksella huomioitiin vain yli 75 µm kokoiset laskentayksiköt, ja 400-kertaisella suurennoksella vain alle 75 µm kokoiset laskentayksiköt. Koon arviointiin käytettiin okulaarimittaa, jossa jakovälin pituudet olivat 5 µm (200x suurennos) ja 2,5 µm (400x suurennos). Laskentayksikkönä käytettiin solua yksittäisten piilevä- ja viherlevähavaintojen kohdalla, ja rihman palasta rihmoja muodostavien sinilevien ja piilevien kohdalla. Jokaisesta näytteestä tutkittiin 20 näkökenttää, joiden perusteella arvioitiin eri taksonien runsaus asteikolla 1-5 Järvisen ym. (2011) ohjeiden mukaisesti (taulukko 2).

Taulukko 2. Semikvantitatiivisen menetelmän taksonien runsaus arvioituna asteikolla 1-5 (mukaillen Järvinen ym. 2011).

Asteikko	Runsauden kuvaus
1	yksittäinen (vain muutamia yksilöitä näytteessä)
2	vähän (useita yksilöitä näytteessä)
3	kohtalaisesti (yksilöitä lähes joka näkökentässä)
4	runsas (useita yksilöitä joka näkökentässä)
5	vallitseva (yksilöitä runsaasti joka näkökentässä)

2.7 Ravinneanalyysit

Päällysveden 0-2 m paksuisesta vesikerroksesta otetuista kokoomanäytteistä määritettiin liuennut silikaatti (SiO_3) sekä kokonaisfosfori, kokonaistyyppi, nitraatti- ja nitriittityypen summa ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$), ammoniumtyyppi (NH_4) sekä fosfaattifosfori (PO_4). Silikaattimääritys teetettiin ostopalveluna Helsingin yliopiston AlmaLab –laboratoriossa Niemen yliopistokampuksella ja muut ravinnemääritykset ostopalveluna Helsingin yliopiston Lammin biologisen aseman laboratoriossa.

Lammin biologisen aseman laboratoriossa määritetyt ravinnepitoisuudet mitattiin spektrofotometrisesti Gallery Plus Discrete Analyzer -laitteella. Menetelmät perustuvat taulukossa 3 esitettyihin standardeihin, mutta niitä on tarvittaessa muokattu mm. määritettävien pitoisuuksien mukaan.

Taulukko 3. Standardit, joita mukailten Lammin biologisella asemalla määritettiin vesinäytteiden ravinnepitoisuudet ja aallonpituus, jolla kunkin näytteen absorbanssi mitattiin.

MÄÄRITYKSEN KOHDE	STANDARDI	AALLONPITUUS (NM)
AMMONIUMTYPPI	SFS-EN ISO 11732	660
FOSFAATTIFOSFORI	ISO/DIS 15681-2	880
KOKONAISSFOSFORI	ISO/DIS 15681-2	880
NITRAATTI- JA NITRIITTITYYPEN SUMMA	SFS-EN ISO 13395	540
KOKONAISTYPPI	SFS-EN ISO 11905-1	540

Silikaattimäärityksen (SiO_3) teki AlmaLab seuraavalla periaatteella: suodattamaton vesinäyte kuumennettiin asetaattipuskuriliuoksen ja värjäysliuoksen (ammoniummolybdaatti) kanssa ja jätettiin seisomaan vähintään 6 tunniksi tai yön yli. Sitten näyte laimennettiin asetonitriilillä, suodatettiin 0,45 μm ruiskusuodattimella ja analysoitiin ioniparinestekromatografialla käyttäen 310 nanometrin aallonpituutta. Menetelmä ei suoraan pohjaa standardoituun ohjeeseen, vaan sen luotettavuus perustuu korkean erotuskyvyn nestekromatografisiin mittauksiin ulkoista kalibrointisuoraa vastaan.

2.8 Sameus ja pH

Happamuus- ja sameusnäytteet säilytettiin jääkaapissa yön yli ennen määrittystä. Ennen pH-mittausta näytteen annettiin lämmitä huoneenlämpöiseksi. Veden happamuus määritettiin Mettler Toledon FiveEasy -mittarilla, joka kalibroitiin 4 ja 7 välille ennen mittausta. Sameus mitattiin Turb 555 IR sameusmittarilla, jonka toiminta perustuu valon siroamiseen näyteveden sisällä olevista hiukkasista. Automaattinen mittalaite ilmaisee sameuden yksikössä NTU (Nephelometric Turbidity Unit), jonka matalat arvot (1–5) ilmaisevat kirkasta tai lievästi sameaa vettä ja korkeammat arvot sameampaa vettä.

2.9 Lämpötilamittaukset

Havaskokeiden yhteydessä suoritettujen hapen ja lämpötilan vertikaalimittausten lisäksi vesipatsaan lämpöoloja tarkasteltiin lämpötilaloggereilla. Kajaanselälle vietiin Maijankivien ja Maijansaaren väliseen syvänteeseen 16.10.2018 Starmon Mini -lämpötilaloggerit, jotka laskettiin järveen kiinnitettynä köyteen viiden metrin välein niin, että syvin anturi oli 40 metrin syvyydessä ja matalin yhden metrin syvyydessä. Antureiden tarkkuus oli 0,058 °C, ja ne tallensivat lämpötilan kustakin syvyydestä puolen tunnin välein. Lämpötilaloggerit olivat Kajaanselällä talven yli, ja niiden aineistot purettiin tietokoneelle järvestä nostamisen jälkeen keväällä 2019. Enonselän lämpöolojen kehitystä seurattiin Lankiluodon syvänteeseen asennetuilla Starmon Mini -lämpötilaloggereilla, jotka oli asennettu 2 metrin väleihin ketjuun ja viety järvelle jo edellisenä vuonna. Kaikki lämpötila-anturit tallensivat kellonajan ja lämpötilan puolen tunnin välein.

2.10 Tulosten käsittely

Piileväkukinnan alkaminen todennettiin koehavasten kiintoaine- ja klorofyllikertymistä sekä vesinäytteiden että havaksiin tarttuneen kasviplanktonin lajistomäärittysten perusteella. Planktonlajiston runsaussuhteiden muutosten ja vesipatsaan sekoittumisolojen avulla arvioitiin piileväkukinnan ja syystäyskierron välistä mahdollista yhteyttä. Verkkoja limoittava planktonlaji selvitettiin

vertaamalla lajistomäärityksen tuloksia limoittumishavaintoihin ja a-klorofylli - pitoisuuksiin.

Kiintoaine- ja a-klorofyllipitoisuuden keskinäisen tilastollisen korrelaation mittaamiseksi laskettiin ei-parametrinen Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin (ρ), jonka perusteella kiintoainepitoisuuden käyttö kasviplanktonin aiheuttaman limoittumisen indikaattorina joko hyväksyttiin tai hylättiin. Samalla testillä testattiin myös veden a-klorofyllipitoisuuden ja pintahavasten a-klorofyllikertymien korrelaatiota. Limoittumishavaintojen (0 = ei limoittunut, 1 = limoittunut) ja vedenlaatutekijöiden välisen yhteyden testaamiseksi valittiin Vuorion ym. (2015) tutkimusta mukaillen logistinen regressioanalyysi, joka soveltuu kahta arvoa saavan luokka-asteikollisen selitettävän muuttujan tarkasteluun. Tilastolliset analyysit tehtiin SPSS Statistics 25 -ohjelmalla (IBM).

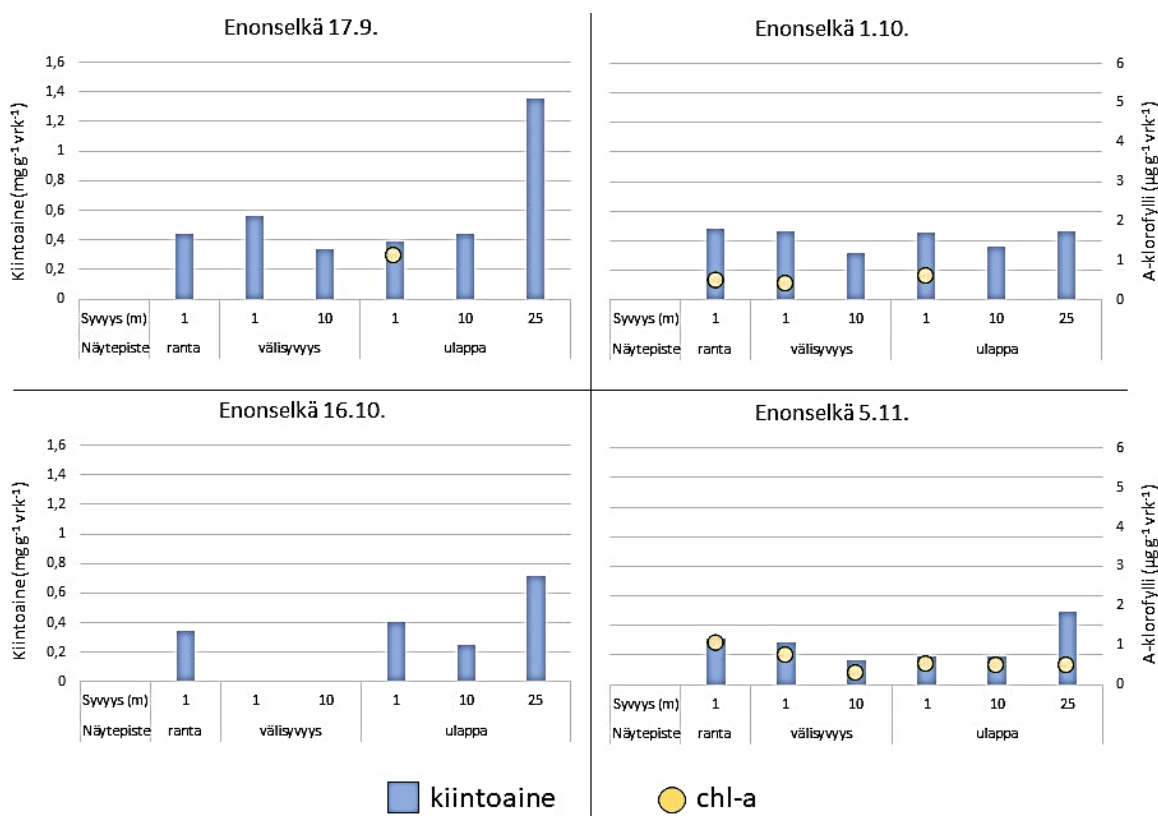
3. TULOKSET

3.1 Havaskoetulokset

Koko tutkimusjakson aikana yksikään havas ei ollut nostohetkellä näkyvästi limoittunut. Havaksiin ei ollut tarttunut myöskään kaloja, vesikasveja tai roskia. Yksi koehavas hävisi näytteenotossa Enonselältä 16.10. Tämä korvattiin uudella havaksella seuraavalla näytteenottokerralla.

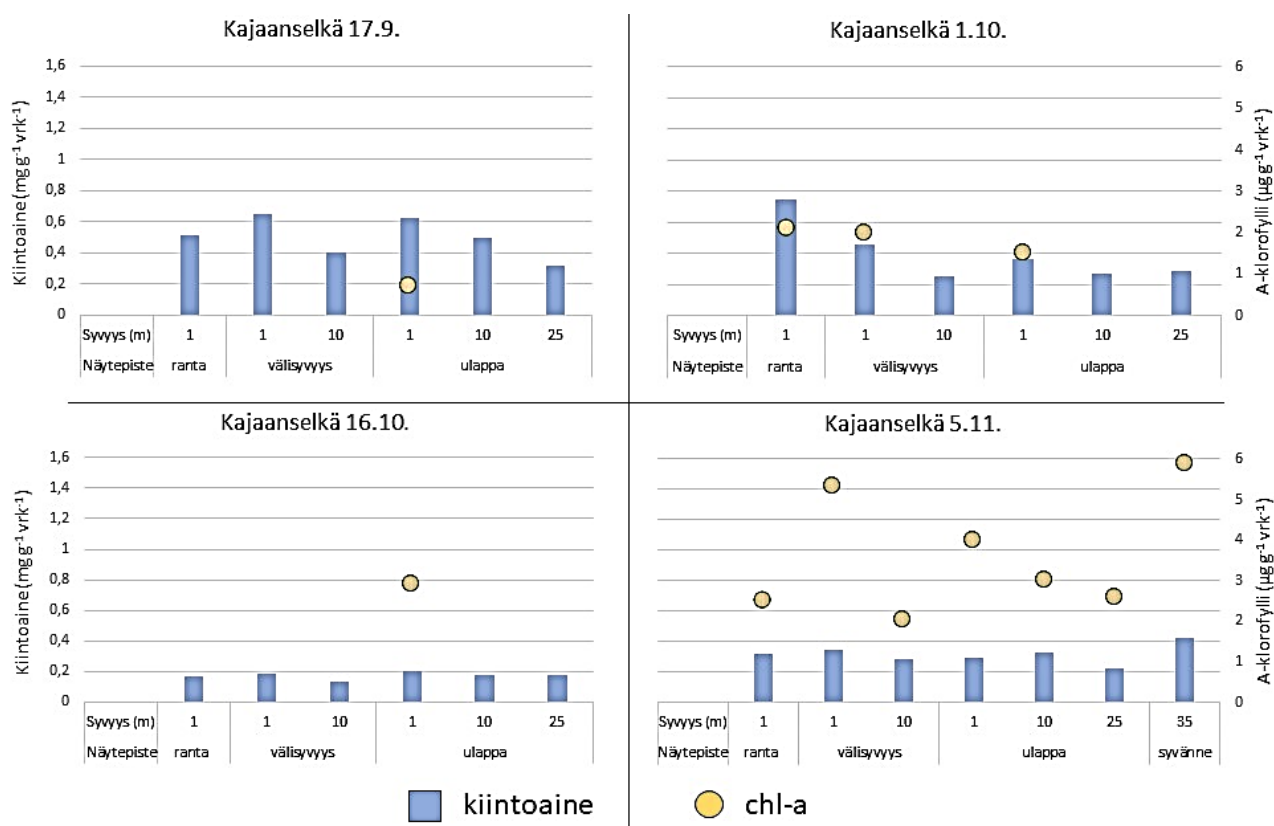
3.1.1 Kiintoaine ja a-klorofylli

Enonselällä kiintoainekertymät vähenivät hieman syyskuulta marraskuulle (kuva 4). Tutkimusjakson suurimmat kertymät (1,36 mg/g/vrk) määritettiin 17.9. Enonselällä 25 metrin syvyydessä olleesta havaksesta. Havas oli reunastaan silminnähden värjäytynyt harmaan sedimentin väriseksi.



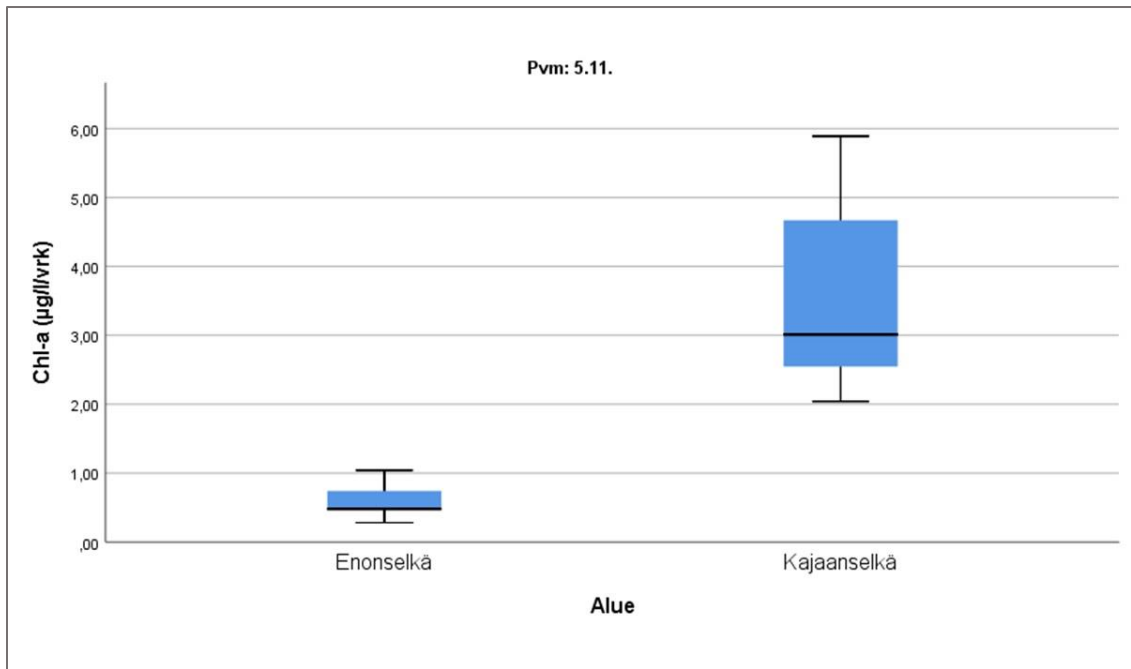
Kuva 4. Enonselän koehavaksiin vuorokauden aikana kertynyt kiintoaine ja a-klorofylli.

Kajaanselällä (kuva 5) havaksiin tarttuneen kiintoaineoksen määrä ei juurikaan poikennut Enonselän lukemista, mutta havaksista mitatut a-klorofylli -pitoisuudet kasvoivat syksyn edetessä ja olivat marraskuussa keskiarvoltaan kuusinkertaiset Enonselän pitoisuuksiin nähden. Metrin syvyydessä olleiden havasten a-klorofylli -kertymien ja liitteessä 1 esitettyjen pintaveden a-klorofyllipitoisuuksien välillä havaittiin vahva positiivinen korrelaatio ($N = 15$, $\rho = 0,996$, $p > 0,01$). Koehavasten kiintoaine- ja a-klorofyllipitoisuuksien välillä ei sen sijaan havaittu merkitsevää tilastollista korrelaatiota ($N = 22$, $\rho = -0,046$, $p > 0,05$). Näin ollen kiintoainepitoisuus ei näytä kuvaavan kasviplanktonin kertymistä havaksiin. Limoittumishavaintojen puuttuessa logistinen regressiomalli ei soveltunut tulosten käsittelyyn.



Kuva 5. Kajaanselän koehavaksiin kertynyt kiintoaine ja a-klorofylli.

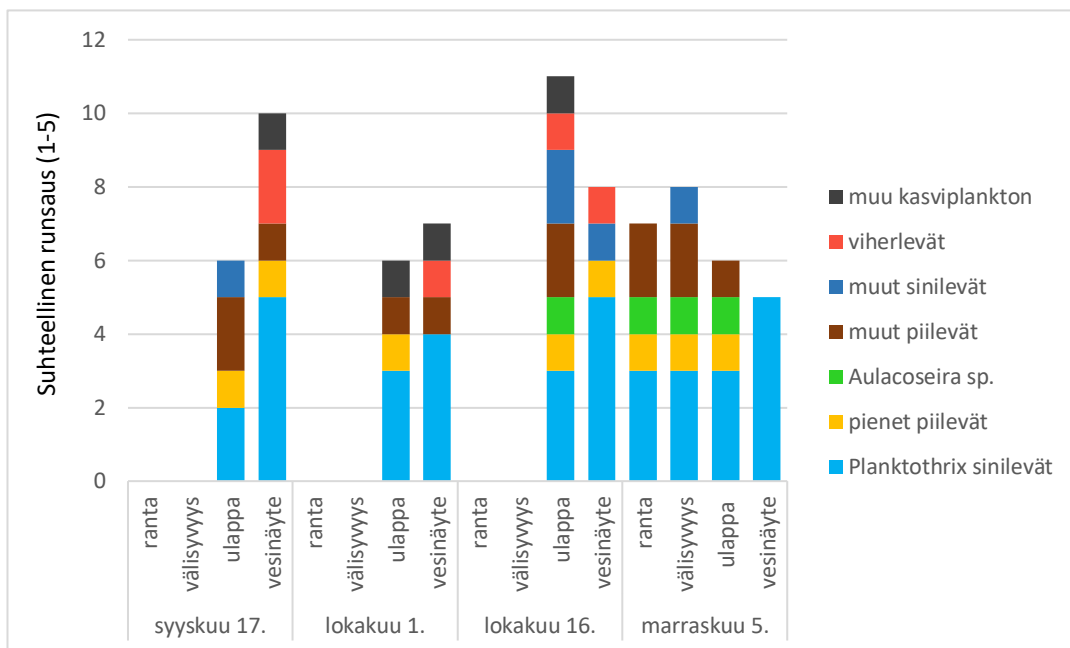
Viimeisellä näytteenottokerralla 5.11.2018 jokaisesta koehavaksesta määritettiin a-klorofyllipitoisuus. Aineiston kattavuuden lisäämiseksi mukana näytteenotossa oli myös koehavas Kajaanselällä Maijankivien ja Kajaankallion välisessä syvänteessä 35 metrin syvyydessä, josta mitattiinkin koejakson korkeimmat a-klorofyllipitoisuudet, $5,9 \mu\text{g/g}$. Marraskuussa a-klorofyllikertymät yleisesti olivat Kajaanselällä huomattavasti suuremmat kuin Enonselällä (kuva 6). Tuolloin Enonselällä kaikkien koehavasten a-klorofyllipitoisuuksien keskiarvo oli $0,6 \mu\text{g/g}$ ja Kajaanselällä $3,6 \mu\text{g/g}$. Havaskohtaiset a-klorofyllikertymät marraskuulta on esitetty yksityiskohtaisesti liitteessä 2.



Kuva 6. Laatikko-janakuvio havaksiin kertyneiden a-klorofyllipitoisuuksien jakaumista Enonselällä (N=6) ja Kajaanselällä (N=7) 5.11.2018. Laatikko kuvaa toista ja kolmatta kvartaalia, vaakasuuntainen viiva mediaania ja pystysuuntainen jana kaikkien arvojen vaihteluvälin.

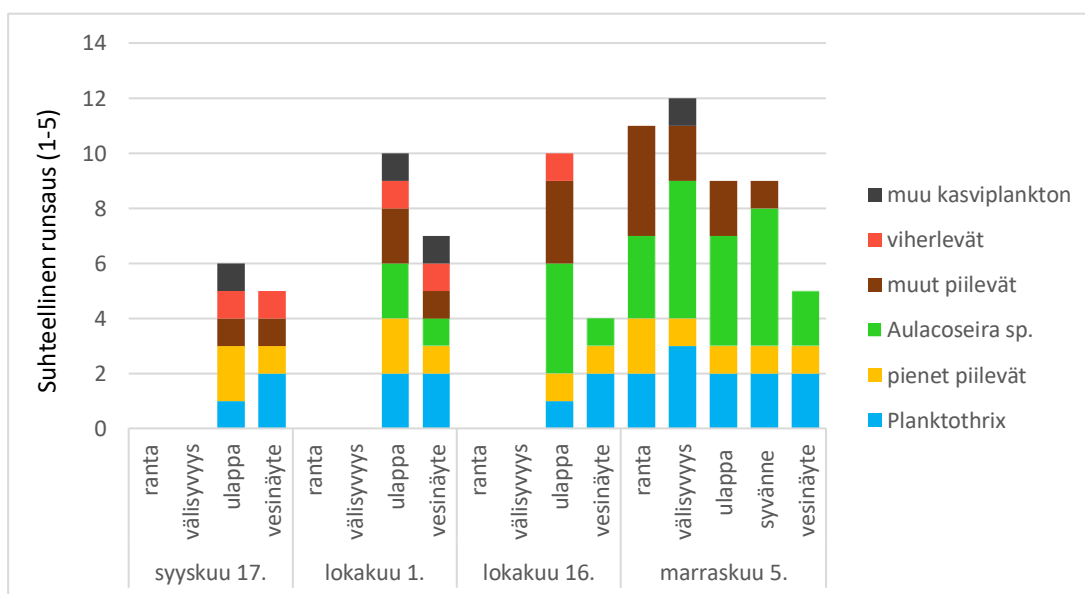
3.1.2 Kasviplanktonyhteisön kehitys

Sekä Enonselän että Kajaanselän päällysvedessä esiintyi läpi tutkimusjakson *Planktothrix agardhii* -sinilevää (kuvat 7 ja 8). Enonselällä laji esiintyi runsaana tai vallitsevana, Kajaanselällä pääosin vähäisenä. Enonselän havaksiin tarttuneesta kasviplanktonista niin ikään suurimman osuuden muodosti *P. agardhii* (kuva 7). Sinilevät esiintyivät alueella asteikolla 3-5 eli kohtalaisena, runsaana tai vallitsevana. *Aulacoseira islandica* -piilevistä tehtiin Enonselän havaksissa lokakuun puolivälissä ja marraskuun alussa yksittäisiä havaintoja. Kolmesta Enonselän näytteestä tehtiin yksittäisiä havaintoja *Limnothrix*- ja *Anabaena* sukujen sinilevistä. Viherlevähavainnot koostuivat *Closterium*-, *Cosmarium* ja *Staurastrum* -sukujen yhtymälevistä.



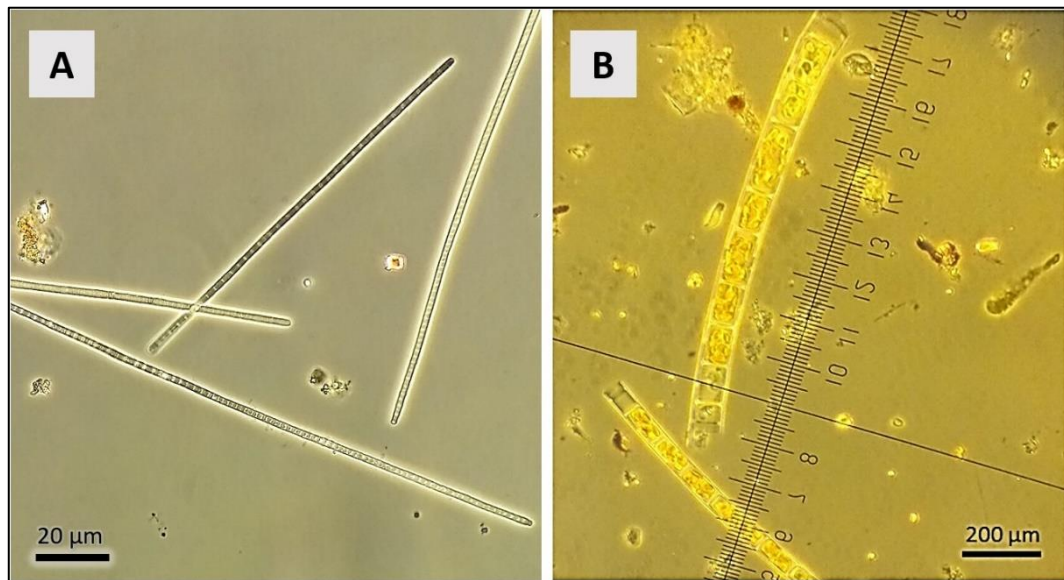
Kuva 7. Kasviplanktonin suhteellinen runsaus Enonselän koehavaksissa 1 metrin syvyydessä sekä kokoomavesinäytteessä.

Kajaanselällä (kuva 8) *Aulacoseira* -piilevien suhteellinen osuus kasvoi lokakuulta marraskuulle. Sekä koehavaksissa että vesinäytteissä piilevät esiintyivät suhteellisesti runsaampina kuin Enonselällä, ja vastaavasti sinilevien osuus oli Kajaanselällä pienempi kuin Enonselällä.



Kuva 8. Kasviplanktonin suhteellinen runsaus Kajaanselän koehavaksissa 1 metrin syvyydessä sekä kokoomavesinäytteessä. 5.11. Kajaanselän syvänteen havas oli 35 metrin syvyydessä.

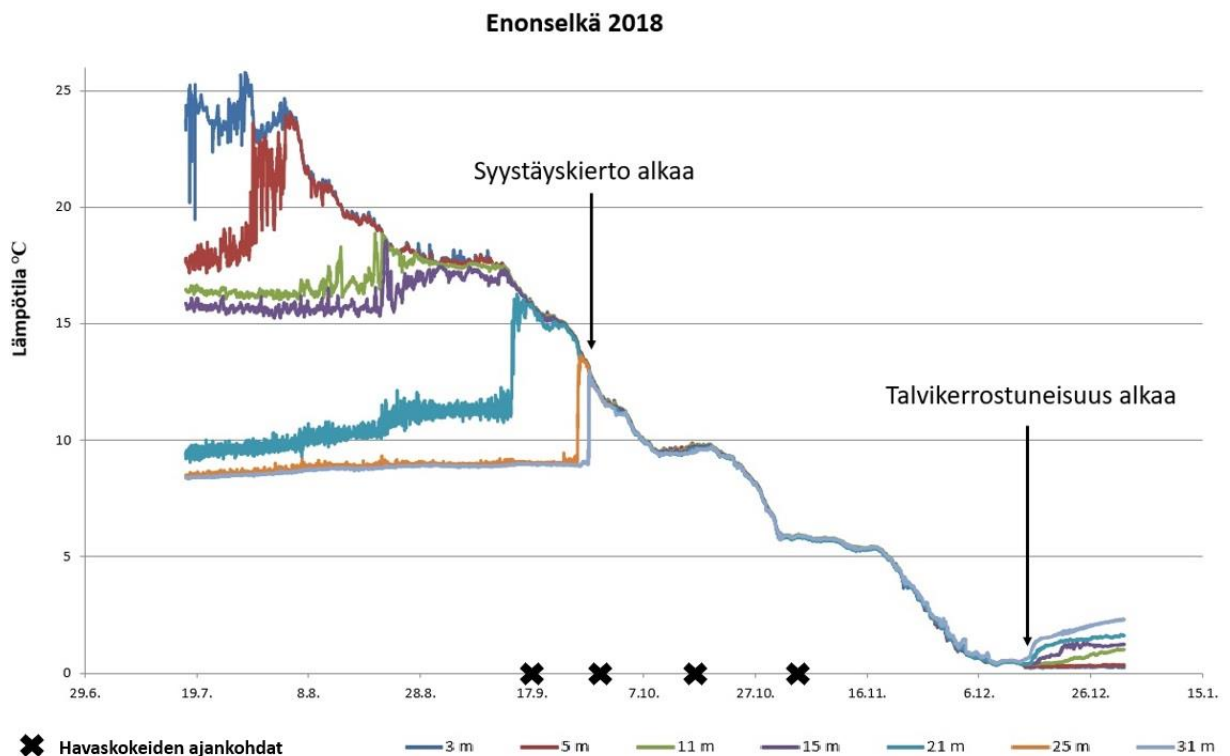
Aulacoseira -suvun piilevät (kuva 9) esiintyivät Kajaanselän havaksissa runsaimpina lokakuun puolivälistä lähtien koehavaksissa. Kuvaajissa luokkaan ”muut piilevät” luokitelluista havaintoyksiköistä suurin osa oli *Tabellaria*- ja *Fragilaria* -sukujen piileviä. Myös *Asterionella*- ja *Synedra* -sukujen piileviä esiintyi useassa Kajaanselän havaksessa vähän tai kohtalaisesti. Kajaanselän syvänteen havaksessa – josta määritettiin 5.11. tutkimusjakson korkeimmat a-klorofyllipitoisuudet – esiintyi runsaasti *Aulacoseira islandica* -piilevää (liite 2.2).



Kuva 9. (A) *Planktothrix agardhii* -sinilevärihmoja Enonselän 17.9.2018 vesinäytteessä. (B) Kajaanselän koehavakseen 5.11.2018 tarttuneita *Aulacoseira islandica* -piilevän muodostamia ketjumaisia yhdyskuntia. Kuvat otettu käänteismikroskoopin okulaarin läpi.

3.2 Sekoittumisolot

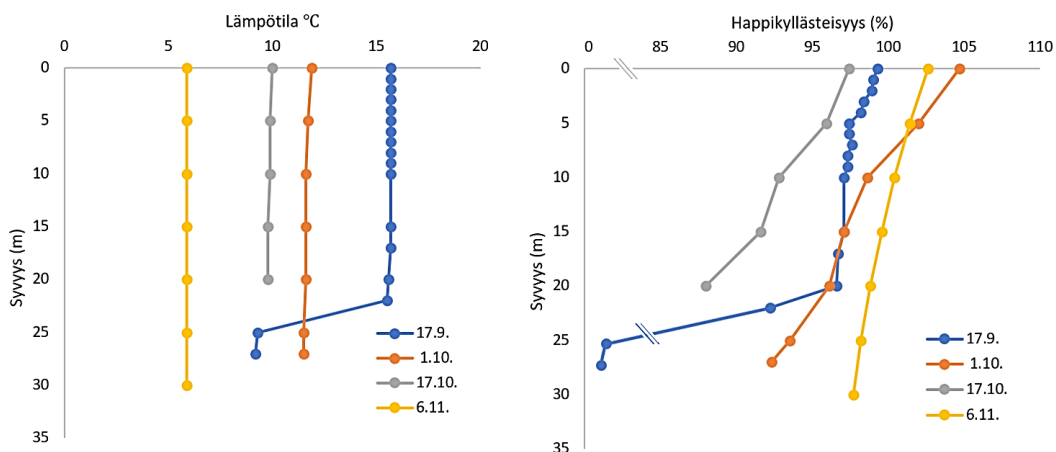
Enonselän lämpötiladatasta (kuva 10) voidaan havaita syystäyskierron alkaminen ja lämpötilakerrostuneisuuden täydellinen purkautuminen 27.9.2018.



Kuva 10. Enonselän Lankiluodon syvänteen vesipatsaan lämpöolojen muutokset vuoden 2018 jälkimmäisellä puoliskolla.

Enonselän happi- ja lämpötilajakaumissa näkyy myös lämpötilan harppauskerros noin 20 metrin syvyydessä 17.9. (kuva 11). Harppauskerroksessa myös hapen kylläisyysaste putoaa selkeästi, ollen 25 metrin syvyydessä vain 10,1 %. Kerrostuneisuuskauden lopulla ainakin Enonselän Lankiluodon syvänteessä esiintyy siis happikatoa, joka tosin väistyy syystäyskierron alkaessa.

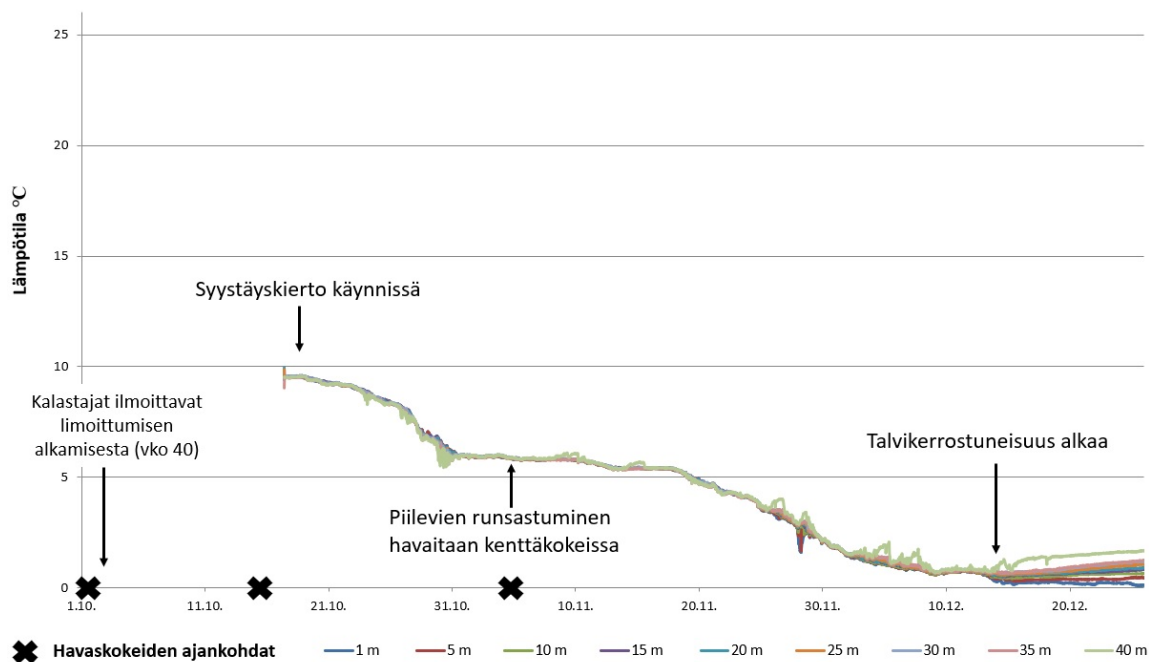
Enonselkä 2018



Kuva 11. Havaskokeiden yhteydessä määritetyt Enonselän lämpötilan ja hapen kyllästysasteen pystyjakaumat. Huomaa oikean kuvaajan katkaistu x-akseli.

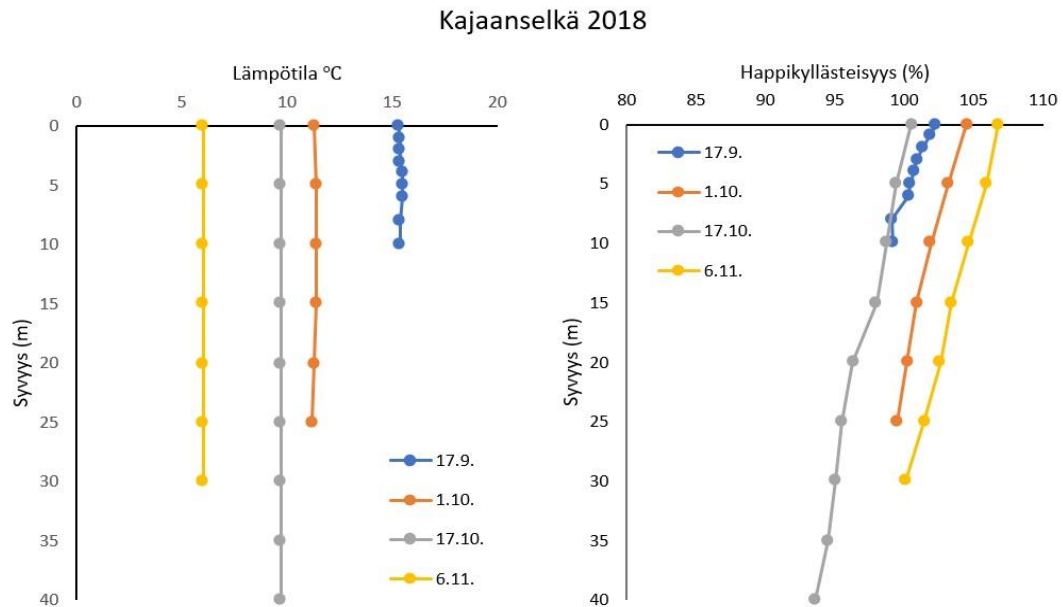
Havaskokeissa havaitut korkeimmat a-klorofylli -pitoisuudet sekä piilevien suhteellinen runsaus Kajaanselällä ajoittuivat 5.11.2018 suoritettuun näytteenottoon, jolloin veden lämpötila koko vesipatsaassa oli noin 5,8 °C (kuva 12). Lämpötilaloggerit vietiin Kajaanselälle vasta 16.10., joten kesäkerrostuneisuutta tai syystäyskierron alkamista ei voida kerätystä aineistosta havaita. Lämpötilaerot selkien välillä ovat kuitenkin pieniä läpi tutkimusjakson.

Kajaanselkä 2018



Kuva 12. Kajaanselän syvänteen vesipatsaan lämpöolojen muutokset vuoden 2018 loppupuolelta.

Kajaanselän lämpö- ja happiolot (kuva 13) olivat hyvin samanlaisia kuin Enonselällä, lämpötilat olivat hieman (enintään noin 1 °C) alhaisemmat ja hapen kyllästysaste on aavistuksen korkeammalla tasolla läpi tutkimusjakson. Syy harppauskerroksen puuttumiselle kuvassa 13 ensimmäisten havaskokeiden aikana 17.9. on näytteenotossa, joka ulottui vain 10 metrin syvyyteen.



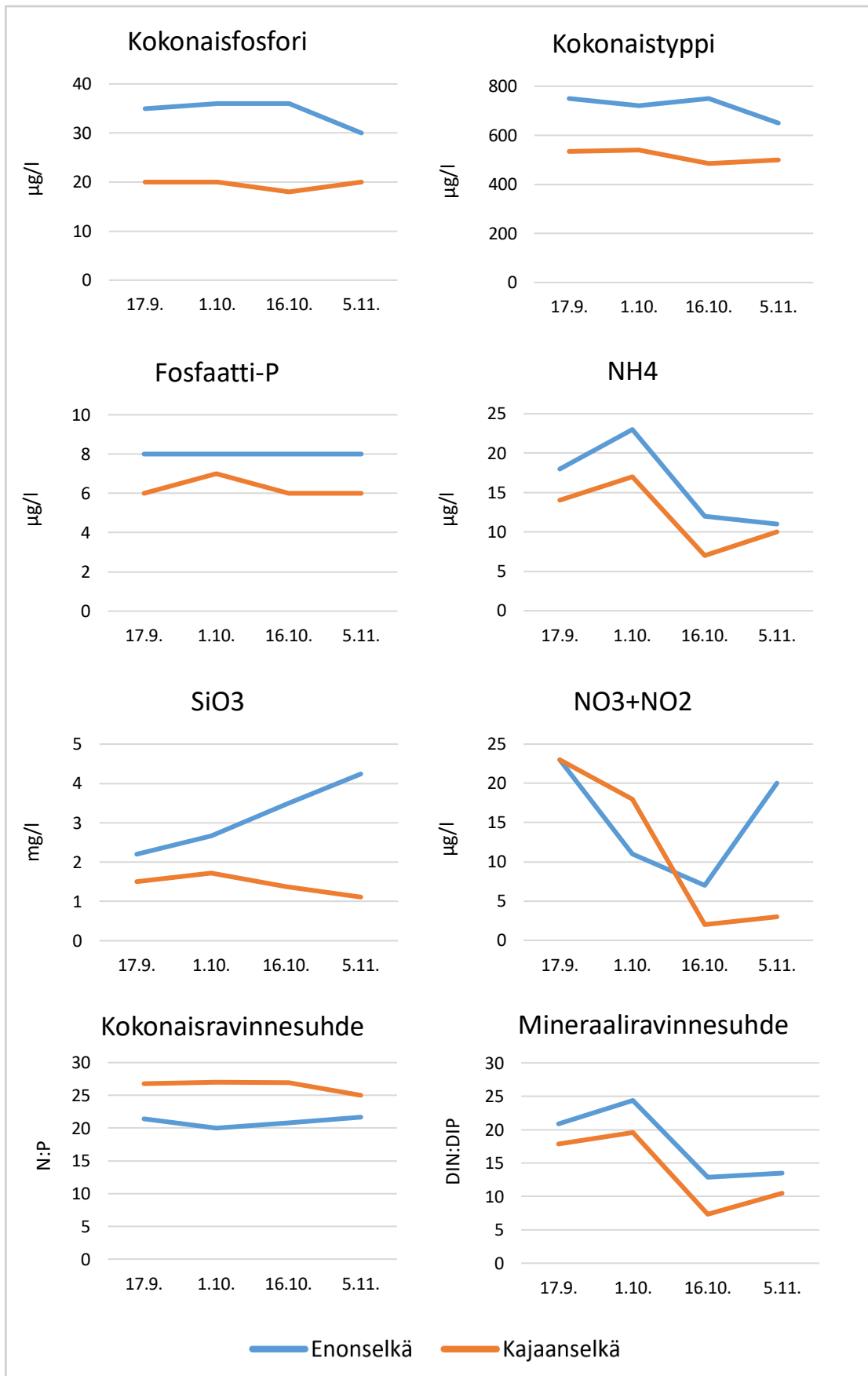
Kuva 13. Näytteenoton yhteydessä määritetyt Kajaanselän lämpötilan ja hapen kyllästysasteen pystyjakaumat.

Vaikka kentällä YSI-mittarilla tehdyissä mittauksissa nähdään hienoista eroa Enonselän ja Kajaanselän lämpötiloissa, ovat lämpöolot selkien välillä läpi tutkimusjakson enintään 1 °C päässä toisiaan. Lämpötilaloggerien datan mukaan esimerkiksi viimeisen näytteenoton aikaan keskipäivällä 5.11. molempien selkien syvänealueiden vesipatsaan lämpötilan keskiarvot olivat 5,79 °C.

3.3 Vedenlaatu

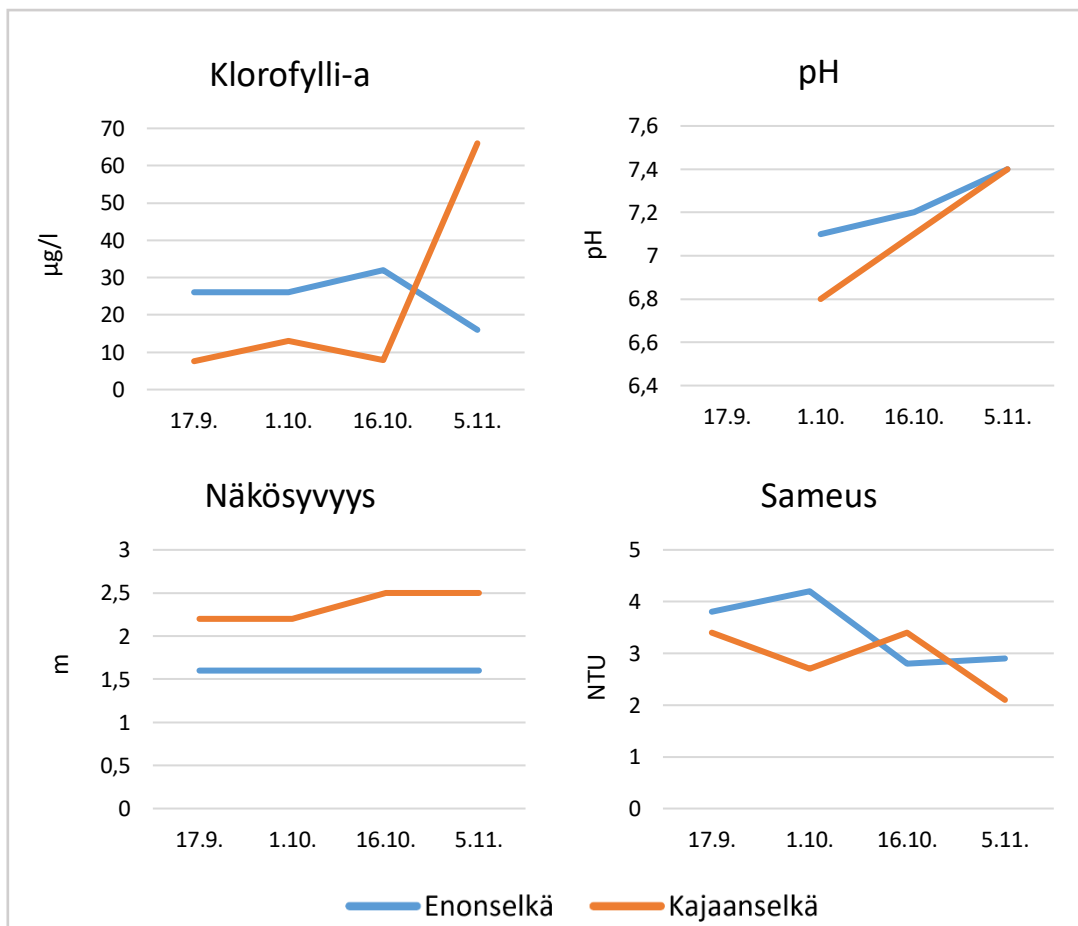
Liukoisten ravinteiden kokonaispitoisuudet olivat Enonselällä korkeammat kuin Kajaanselällä (kuva 14). Silikaattipitoisuus lähes kaksinkertaistui Enonselällä tutkimusjakson aikana, mutta Kajaanselällä pitoisuus väheni. Kajaanselällä tapahtuu myös huomattava nitraatti- ja nitriittipitoisuuksien summan lasku lokakuun alkupuoliskon aikana. Vastaavaa ei havaittu Enonselällä. Typen ja fosforin kokonaisravinnesuhde (N:P) vaihteli tutkimusjakson aikana Enonselällä välillä 20-21,7 ja Kajaanselällä välillä 25-27. Kokonaisravinnesuhteen (N:P) perusteella molemmat selät olivat fosforirajoitteisia.

Kasviplanktonille välittömästi käyttökelpoisten typen ja fosforin suhdetta kuvaavan mineraaliravinnesuhteen $[(\text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3) : \text{PO}_4]$ havaittiin 16.10. laskevan fosforirajoitteisesta (>12) yhteisrajoitteiseksi (5–12). Syynä tähän olivat lokakuun puolivälissä vähentyneet nitraatti- nitriitti- ja ammoniumtypen pitoisuudet. Fosfaattipitoisuudet pysyivät Kajaanselällä läpi tutkimusjakson tasaisina ($8 \mu\text{g/l}$), samoin Enonselällä, jossa pitoisuudet olivat 6-7 $\mu\text{g/l}$.



Kuva 14. Päällysveden (0-2 m) liukoisten ravinteiden pitoisuudet ja ravinnesuhteet.

Marraskuulle tultaessa Enonselän a-klorofyllipitoisuus laski Kajaanselän pitoisuuden noustessa yli viisinkertaiseksi edeltävään havaintoon verrattuna (kuva 15). Kajaanselällä näkösyvyudessa havaittiin pientä kasvua 2,2 metristä 2,5 metriin syksyn edetessä. Enonselällä näkösyvyys oli läpi tutkimusjakson 1,6 m. Enonselällä vesi oli myös keskimäärin hieman sameampaa kuin Kajaanselällä, mutta erot ovat suhteellisen pieniä eivätkä vaihtelut sameudessa korreloineet esimerkiksi kiintoainepitoisuuden, näkösyvyiden tai a-klorofyllipitoisuuden kanssa. Pintaveden pH nousi Enonselällä lievästi emäksisestä (7,1) ja Kajaanselällä lievästi happamasta (6,8) tutkimusjakson lopussa 5.11. arvoon 7,4. Vedenlaatutiedot löytyvät taulukoituina liitteissä 1.1 ja 1.2.



Kuva 15. Päällysveden (0-2 m) vedenlaatutietoja ja havaskokeiden yhteydessä mitatut näkösyvydet.

4. TULOSTEN TARKASTELU

Enonselällä sedimentin on havaittu kerääntyvän tehokkaasti Lankiluodon syvänteeseen (Koski-Vähälä ym. 2000), joten korkeimmat havaskokeissa havaitut kiintoainepitoisuudet (1,36 mg/g/vrk) selittynevät sedimentin tarttumisella havaslankaan. Havaksiin kertyneet kiintoainepitoisuudet olivat yleisesti hyvin alhaisia esimerkiksi Pyhäjärvellä limoittumisen aikana havaittuihin maksimipitoisuuksiin (noin 80 mg/g/vrk) verrattuina (Vuorio ym. 2015). Koska kiintoainekertymät eivät korreloineet havaksiin tarttuneen a-klorofyllin kanssa, ne eivät näytä kuvaavan ympäröivän veden kasviplanktonin runsautta. Täten kiintoainekertymien laajempi tarkastelu ei ole tässä tutkimuksessa mielekäästä. Veden kasviplankton tarttui kuitenkin ilmeisen hyvin havaksiin, sillä pintahavasten a-klorofyllikertymät korreloivat voimakkaasti päällysveden a-klorofyllipitoisuuden kanssa. Havaskokeiden tuloksista tarkastelun kohteiksi soveltuvat siis parhaiten a-klorofyllikertymät ja kasviplanktonin runsaussuhteet.

On huomattava, että semikvantitatiivisen menetelmän avulla määritetyt taksonien runsaussuhteet eivät ole suoraan verrannollisia niiden biomassoihin näytteessä. Esimerkiksi *Planktothrix* -sinilevien muodostamat yhdyskunnat ovat biomassaltaan usein pienempiä kuin *Aulacoseira*, *Tabellaria* tai *Fragilaria* -piilevien yhdyskunnat, joten lukumääräisesti pienempi, kohtalainen *Aulacoseira* -esiintymä voi olla biomassaltaan suurempi kuin runsas *Planktothrix* -esiintymä samassa näytteessä. Semikvantitatiivinen menetelmä on kuitenkin tarkoituksenmukainen tässä tutkimuksessa testaamaan hypoteesia, jonka mukaan piilevät runsastuvat syksyllä Kajaanselällä suhteellisesti enemmän kuin Enonselällä.

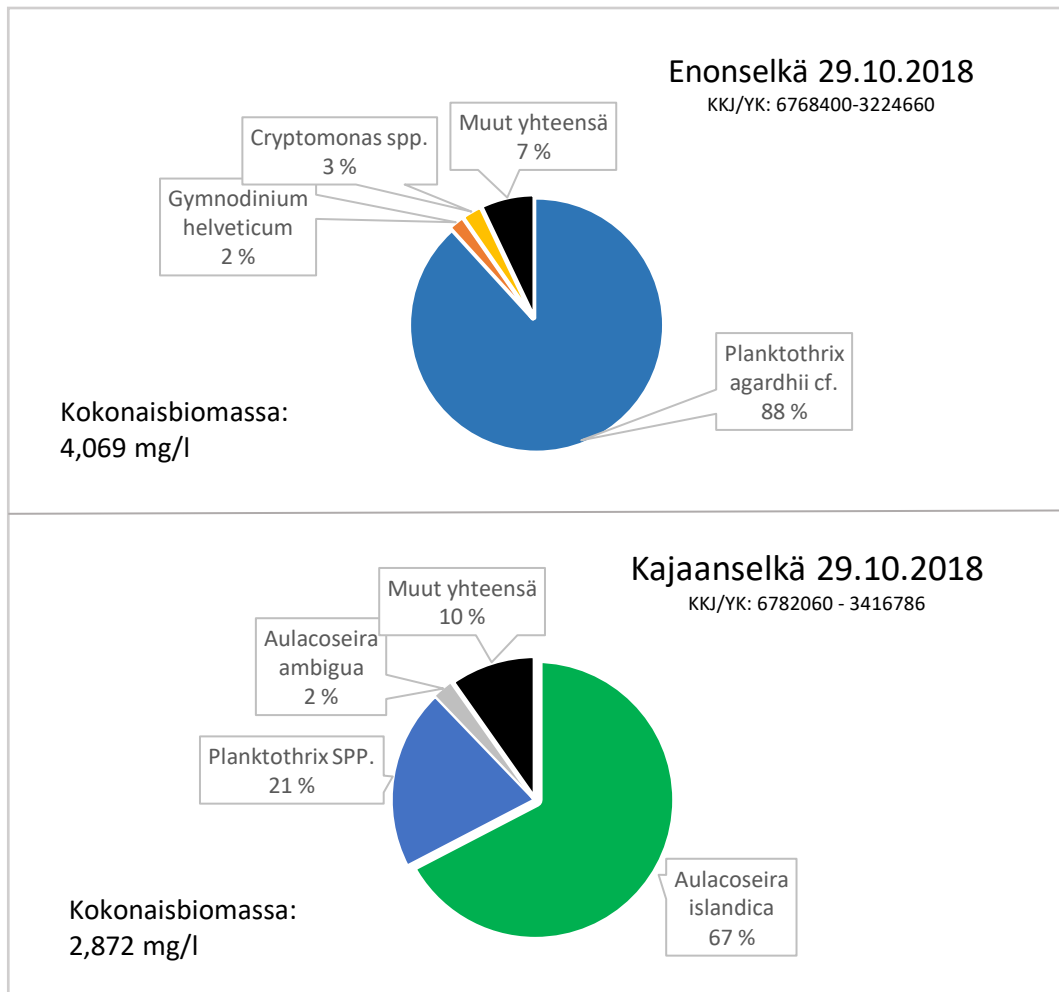
Tutkimuksessa tutkittiin kolmea hypoteesia. Kokeiden tulokset vahvistivat näistä kaksi ensimmäistä: piilevät runsastuivat syystäyskierron aikana, ja ne esiintyivät runsaampina Kajaanselällä kuin Enonselällä. Kolmannen hypoteesin mukaan biologisesti käyttökelpoisen fosforin, typen ja/tai piin loppuessa piileväkukinta hiipuu ja havasten limoittuminen loppuu. Tätä hypoteesia ei voida tutkimuksen tulosten perusteella testata, koska piileväkukinnan päättymistä ei havaittu.

Vesijärvisäätiöön syksyllä 2018 yhteydessä olleet kalastajat tekivät ilmoituksia viikolla 40 (1.10.-7.10.) alkaneesta verkkojen limoittumisesta Kajaanselällä ja viereisellä Laitialanselällä. Tässä tutkimuksessa Kajaanselältä tehdyt ensimmäiset

havainnot (1.10.) *Aulacoseira* -piilevistä osuvat ajallisesti yksiin kalastajien ilmoitusten kanssa. Tuolloin näytteenoton yhteydessä Kajaanselältä kenttämittarilla mitatut lämpötilan vertikaaliprofiilit osoittivat vesipatsaan olevan täyskierrossa ja veden lämpötilan 11,2–11,4 °C. Kalastajien mukaan limoittuminen oli Kajaanselällä voimakkainta viikolla 43 (22.-28.10.), jonka jälkeen Vesijärvisäätiölle havaintoja tehneet kalastajat lopettivat verkkopyynnin tuloksettomana. Enonselällä vastaavaa pyydysten limoittumista ei havaittu, vaikka alueella suoritettiin hoitokalastusta läpi syksyn. Loppusyksyn lämpötilaerot ovat selkien välillä niin pienet, että lämpötila tuskin on määräävä tekijä erilaisten kasviplanktonyhteisöjen taustalla.

Vaikka havaskokeissa ei ilmennyt limoittumista, a-klorofylli- ja lajistomääritysten tulokset viikolta 45 (5.11.) yhdistettynä kalastajilta saatuihin likaantumishavaintoihin osoittavat, että verkkojen limoittumisen Kajaanselällä aiheuttava laji on *Aulacoseira islandica*. Tulokseni ovat linjassa myös velvoitetarkkailuna tehtävän kasviplanktonlaskennan (kuva 16) tuloksien kanssa. *Aulacoseira islandica* -piilevä esiintyi valtalajina Kajaanselällä pintavedessä lokamarraskuun vaihteessa. Enonselällä kasviplanktonlajiston valtalajin havaittiin olevan läpi tutkimusjakson *Planktothrix agardhii*, sinilevälaji joka on ympäristöhallinnon ohjeissa (Vuori ym. 2009) määritelty kirkasvetisissä järvissä kuormitusta ilmentäväksi indikaattorilajiksi ja haitalliseksi sinileväksi.

Velvoitetarkkailussa (Eurofins 2019) havaittu kasviplanktonin kokonaisbiomassa oli korkeampi Enonselällä (4 mg/l) kuin Kajaanselällä (2,9 mg/l). Kajaanselän päällysveden kasviplanktonbiomassan voidaan katsoa olevan kohtalaisen alhainen verrattuna esimerkiksi Vuorion ym. (2015) tutkimuksessa limoittumisen aikana havaittuihin arvoihin. Tuolloin vuonna 2011 Pirkanmaan Pyhäjärvellä Aniansaaren ja Salonsaaren havaintopaikoilla marraskuussa havaitut kasviplanktonbiomassat olivat luokkaa 6–8 mg/l, ja lajisto piilevävaltainen.



Kuva 16. Kasviplanktonin lajistojakauma biomassan mukaan tutkimusalueella syksyllä 2018 kokoomavesinäytteestä (0-4 m). Lähde: Ympäristöhallinnon tietojärjestelmät 2019.

Mikäli tämän tutkimuksen vedenlaatutietoja verrattaisiin sellaisenaan liitteessä 4 esitettyihin Suomen ympäristökeskuksen luokkarajoihin, voitaisiin katsoa Enonselän olevan vedenlaadultaan pääosin välttävällä ja Kajaanselän tyydyttävällä tasolla. Suoraa vertailua SYKEN luokkarajoihin ei kuitenkaan ole mielekäästä tehdä. Luokkarajoja on tarkoitettu vertailtaviksi kasvukauden (kesä-syyskuu) tuloksiin, sillä tyypillisesti järvien ravinnepitoisuudet vaihtelevat vuodenaikojen mukaan. Vesijärven kaltaisissa eutrofisissa, kerrostuvissa järvissä esiintyy usein varsinkin loppukesällä happikatoa (Bouffard ym. 2013), joka aiheuttaa ravinteiden liukenemista sedimentistä alusveeteen (Niemistö ym. 2016). Tätä sisäistä kuormitusta on havaittu tapahtuvan myös hapellisissa olosuhteissa (Sondergaard ym. 2001). Syystäyskierron alkaessa alusveden sekoittuminen ylempään

vesipatsaaseen aiheuttaa ravinnepitoisuuksien kohoamista päällysvedessä (Penttinen & Niinimäki 2010).

Loppusyksyn ravinnepitoisuuksista saadaan kuitenkin suuntaa-antavaa tietoa tutkimusalueen tilasta. Molemmat selät ovat rehevöityneitä, mutta Enonselkä enemmän kuin Kajaanselkä, kuten on havaittu olevan koko mittaushistorian ajan (Keto 2010b). Vesipuitedirektiivin mukaisen ekologisen tilaluokituksen mukaan Kajaanselkä on hyvässä tilassa ja Enonselkä muun Vesijärven kanssa tyydyttävässä tilassa (Ympäristöhallinnon tietojärjestelmät 2020). Ravinnepitoisuuksien ja ekologisen tilan ohella on hyödyllistä tietää, mikä ravinne rajoittaa vesistön perustuotantoa. Tätä arvioidaan ravinteiden keskinäisten suhteen avulla.

Suomen ympäristökeskuksen mukaan (Pietiläinen & Räike 1999) fosforin arvioidaan rajoittavan kasviplanktonin kasvua, mikäli kokonaisravinnesuhde (N:P) on yli 17. Typeä pidetään todennäköisenä minimiravinteena, mikäli suhde on alle 10. Kokonaisravinnesuhteet sekä Enonselällä (20–21,7) että Kajaanselällä (25–27) ilmensivät fosforirajoitettisuutta. Toisaalta mineraaliravinnesuhteen havaitaan 16.10. alkaen putoavan Kajaanselällä (7,3–10,5) typen ja fosforin yhteisrajoitettisuutta ilmentävien raja-arvojen (5–12) sisäpuolelle (Forsberg ym. 1978). Mineraaliravinnesuhdetta pidetään kokonaisravinnesuhdetta parempana indikaattorina kuvaamaan levätuotannon rajoittumista, sillä mineraaliravinteet ovat valmiiksi biologisesti käyttökelpoisia kasviplanktonille (Pietiläinen ym. 2008). Reavie ja Barbiero (2013) arvelivat, että *Aulacoseira islandica* on saattanut Eriejärvellä hyötyä ravinnesuhteen (N:P) pienenemisestä. Ravinnesuhteiden vaikutuksesta *A. islandica* -piilevän esiintymiseen ei ole kuitenkaan kattavaa tutkimustietoa.

Ammoniumtypen sekä nitraatti- ja nitriittitypen pitoisuuden voimakas lasku Kajaanselällä yhdessä *Aulacoseira islandican* runsastumisen kanssa erottuu selvästi datasta. Veden silikaattipitoisuuden lasku osuu myös samalle ajanjaksolle. Reavien ym. (2014) tutkimuksessa havaittiin Pohjois-Amerikan Suurissa järvissä *A. islandican* biomassan ja silikaatin välillä olevan selkeä negatiivinen korrelaatio, joka ilmeisesti johtuu vedessä olevan silikaatin sitoutumisesta *A. islandican* piitä sisältävään soluseinään. *A. islandica* ei siis hyödy piin vähenemisestä, vaan piin väheneminen johtuu piilevien runsastumisesta. Samoin mineraaliravinnesuhteen muutosten takana oleva nitraatti- ja nitriittitypen pitoisuuksien merkittävä lasku

Kajaanselällä 16.10. alkaen selittyy ravinteiden sitoutumisella runsastuvaan *A. islandica* -yhdyskuntaan.

Vedenlaatu selittää eroja kasviplanktonin lajitojakaumassa Enonselän ja Kajaanselän välillä. *Oscillatoriales* -lahkoon kuuluvien *Planktothrix* -sinilevien, erityisesti *P. agardhiin*, tiedetään esiintyvän erityisesti rehevöityneissä järvissä ja muodostavan niissä toisinaan laajoja kukintoja (Sivonen 1990). Laji esiintyykin Enonselällä valtalajina vuodesta 1964 vuoteen 1984 (Keto 2010a), ja on sittemmin esiintynyt runsaana myös mm. vuosina 2003, 2005, 2008 ja 2016 (Kuoppamäki 2018). Enonselän vedenlaatu tarjoaa *P. agardhii* -sinilevälle otolliset olosuhteet, sillä lajin on todettu saavan kasviplanktonyhteisössä kilpailuetua myös muihin sinileviin nähden ravinnepitoisuuksien kasvaessa. Davis ym. (2015) havaitsivat Eriejärvellä toteuttamassaan tutkimuksessa, että mineraalitypen pitoisuuden nousu lisäsi sekä *P. agardhii* -sinilevän kasvunopeutta että mikrokystiinin tuotantoa enemmän kuin fosfaattipitoisuuden lisäys. Typensidontaan kykeneville sinileville epätyypillisesti *P. agardhii* saattaa siis hyötyä myös pelkän typpipitoisuuden noususta.

Myös Kajaanselän verkkoja limoittanut *Aulacoseira islandica* menestyy runsasravinteisissa järvissä (Canter & Haworth 1991), ja sitä on *P. agardhiin* tapaan pidetty rehevöitymisen indikaattorilajina (Liukkonen ym. 1997). *A. islandica* on sentrinen piilevä, jonka yhdyskuntien rihmamainen rakenne aikaansaa sen tehokkaan tarttumisen verkkoihin (Lepistö 1992). Lajin kasvulle optimilämpötila on noin 6 °C, mutta sen tiedetään esiintyvän runsaana myös ~10 °C lämpötiloissa (Stoermer 1981). Tutkimuksen aikaiset havainnot *Aulacoseira* -levien runsastumisesta ajoittuivatkin juuri ajanjaksolle, jossa veden lämpötila oli 6-11 °C. *A. islandican* tiedetään aiheuttavan verkkojen likaantumista marraskuun ja maaliskuun välillä monessa suuressa, hyvin sekoittuvassa järvessä kuten Ruotsin Mälarenissa, Vänernissä ja Vätternissä (Willén 2001, Vuorio ym. 2015). Lajia esiintyy Skandinavian lisäksi myös muun muassa keväisin Pohjois-Amerikan Suurissa järvissä (Reavie & Barbiero 2013) sekä Venäjän Baikaljärvellä (Babanazarova ym. 1996).

Vaikka *A. islandica* tunnetaan rehevöityneiden vesistöjen lajina, lajia esiintyy myös niukkaravinteisissa vesistöissä (Vuorio ym. 2013). Stoermer ym. (1981) ehdottivat *A. islandican* hyötyvän enemmän lievistä ravinnepitoisuuden noususta ja jopa

taantuvan voimakkaasta rehevöitymisestä. Tutkimusryhmä arveli ilmiön taustalla olevan ennemmin sinilevien ja ympäristömyrkköjen aiheuttamat toksiset vaikutukset kuin liian korkeat ravinnepitoisuudet. Veden fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet rehevöityneellä Enonselällä näyttävät sinänsä suotuisilta *A. islandica* -piilevälle. Alueen Kajaanselkää korkeammat ravinnepitoisuudet itsessään ovat siis tuskin liikaa *A. islandican* menestymiselle, mutta saattavat antaa *Planktothrix* -sinileville kilpailuetua piileviin nähden.

Tämän työn ohella myös muissa tutkimuksissa on havaittu, että *Aulacoseira*- ja *Planktothrix*- sukujen levät eivät esiinny runsaana yhdessä. Esimerkiksi Teubner ym. (1999) huomasivat, että *Aulacoseira* -suvun piilevät esiintyvät runsaina yhdessä *Microcystis spp.* - ja *Aphanizomenon flos-aquae* -sinilevien, mutta eivät *P. agardhiin* kanssa. Myös voimakkaasti rehevöityneen Tuusulanjärven kasviplanktonlajistoa dominoivat 1970-luvulla vuorotellen *P. agardhii* -sinilevä ja *A. islandica* ekologialtaan pitkälti muistuttava *Aulacoseira italica* -piilevä (Lepistö 1999). Vesijärven vedenlaatua ja kasviplanktonjakaumaa tutkiessaan Keto ja Tallberg (2000) arvelivatkin, että sinilevät ja *Aulacoseira* -piilevät saattavat kilpailla samasta ekologisesta lokerosta. *P. agardhiin* runsaat esiintymät tarkoittavat usein ylipäättään kasviplanktonlajiston yksipuolistumista (Romo & Miracle 1995).

Yhtenä taustasyynä *Aulacoseiran* vähäiselle esiintymiselle Enonselällä voisivat olla Stoermerin ym. (1981) ehdottamat toksiset vaikutukset, jotka vaikuttavat *A. islandican* taantumiseen voimakkaasti rehevöityneissä vesistöissä. Esimerkiksi jotkin sinilevät, mukaan lukien *P. agardhii*, voivat erittää ympäristöönsä myrkyllisiä mikrokystiini -yhdisteitä (Tonk ym. 2005, Malbrouck & Kestemont 2006, Van de Waal ym. 2010), ja on viitteitä siitä, että korkeissa mikrokystiini-LR -pitoisuuksissa *Aulacoseira* -levät taantuvat ja viherlevät runsastuvat (Suh ym. 2005). Toisaalta, niin ikään mikrokystiinejä erittävän *Microcystis spp.* levän runsas esiintyminen ei poissulje *Aulacoseira* -levien runsastumista (Teubner ym. 1999). Mikrokystiineistä tai niiden ilmenemisestä Vesijärvellä ei ole niin kattavaa tietoa, että mahdollisista vaikutuksista järven kasviplanktonyhteisöön voitaisiin tehdä luotettavia johtopäätöksiä. On kuitenkin syytä huomioda, että kasviplanktonin runsaussuhteisiin voivat vaikuttaa mikrokystiinien kaltaiset, huonosti tunnetut mekanismit.

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

5.1 Yhteenveto

Kalastajien verkkojen limoittumista Kajaanselällä aiheutti syksyllä 2018 *Aulacoseira islandica* -piilevä, joiden runsastuminen havaittiin syystäyskierron aikana viikolla 40. Tuolloin veden lämpötila oli noin 11 °C. Enonselällä havasten limoittumista tai piilevien syksyistä runsastumista ei havaittu, ja vallitsevana lajina alueen kasviplanktonyhteisössä esiintyi *Planktothrix agardhii* -sinilevä. Havaskokeissa korkeimmat a-klorofyllipitoisuudet havaittiin 5.11. Kajaanselän syvänteestä 35 metrin syvyydestä, jossa verkkoliinaan oli takertunut runsaasti *A. islandica* piilevää.

Selkeää säännönmukaisuutta piilevien esiintyvyydessä syvyyden tai rannan etäisyyden perusteella ei löytynyt. Enonselällä liukoisten ravinteiden pitoisuudet olivat korkeammat kuin Kajaanselällä. Tutkimuksessa ei löydetty selittävää tekijää kasviplanktonyhteisöjen eroille selkien välillä. On kuitenkin mahdollista, että Kajaanselällä havaittu ns. lievempi rehevöityminen tarjoaa *A. islandica* -piilevälle optimaaliset kasvuolosuhteet, kun taas ravinteikkaammalla Enonselällä runsaana esiintyvä *P. agardhii* täyttää oman ekologisen lokeronsa piilevien kustannuksella.

5.2 Pohdinta

Vaikka kalastajat ilmoittivat verkkojensa limoittumisesta, samoilla viikoilla järjestetyissä havaskokeissa ei limoittumista havaittu. Syitä tähän voidaan eritellä ympäristöoloista ja käytetyistä menetelmistä. Näytteenottovälineet oli rakennettu samankaltaisiksi kuin aiemmissa limoittumistutkimuksissa, ja niissä käytetty havas oli silmäkooltaan hyvin tiheää ja havaslanka karheaa. Piilevien voisi olettaa tarttuvan niihin vähintään yhtä helposti kuin kalastuksessa käytettyihin, silmäkooltaan suurempiin verkkoihin. Havakset toimivat siivilän lailla: niiden limoittamiseksi tarvitaan veden liikettä, joka kuljettaa keijustossa olevat piilevät verkon pinnalle. Koska piileviä selvästi esiintyi Kajaanselällä paikoin runsaasti, voidaan olettaa, että limoittumisen puutteen taustalla olivat riittämättömät virtaukset tai piilevien epätasainen esiintyminen.

Yksi syy limoittumista mahdollistavien veden virtausten puuttumiselle voivat olla näytteenottopäivien hiljaiset tuulet. Turvallisuussyistä syksyiselle järven ulapalle ei soutuveneellä lähdetty tuulennopeuden noustessa yli viiteen metriin sekunnissa. Näin ollen keskimääräinen tuulennopeus oli kenttäpäivinä melko vähäinen, enimmillään noin 2,3 m/s (liite 3). On mahdollista, että esimerkiksi matalassa rantavedessä runsastuvat piilevät eivät vähätuulisina päivinä kulkeutuneet ulapalle havasten luokse. Havaskokeet oli suunniteltu järjestettäväksi kahden viikon välein, mutta esimerkiksi loka-marraskuun vaihteeseen suunniteltua näytteenottoa päätettiin navakan tuulen takia lykätä.

Tuulennopeuden lisäksi myös sen suunta saattaa vaikuttaa piilevien alueelliseen esiintymiseen. Piilevien voidaan olettaa kulkeutuvan tuulen alapuoliselle rannalle tuulen ja virtausten kuljettamana. Tällöin pistemäiset mittaukset jättävät sekä ajallisesti että spatiaalisesti paljon sattuman varaan limoittumisen havaitsemisessa, etenkin jos havaskokeet järjestetään aina yksinomaan tietyllä järven alueella. Tuulen voimakkuuden ja suunnan sekä järven virtausolojen vaikutus verkkojen limoittumiseen olisikin mahdollinen tulevaisuuden tutkimusaihe.

Tutkimukseni lähtökohtaisena menetelmänä oli arvioida verkkojen limoittumista limoittumishavaintojen ja havaskokeiden kiintoainekertymien perusteella, ja a-klorofylli -ja lajistomäärityksiä oli tarkoitus aikataulusyistä käyttää lähinnä tutkimusta täydentävinä menetelminä. Kiintoainepitoisuuden ja a-klorofyllipitoisuuden väliltä puuttunut korrelaatio kyseenalaistaa koejärjestelyiden toimivuutta. Vedenlaatutekijöiden vaikutusta havasten likaantumiseen ei myöskään voitu testata suunnitelluilla tilastollisilla menetelmillä olemattomien limoittumishavaintojen vuoksi. Mahdollisissa tulevilla pyydysten limoittumista tutkivissa havaskokeissa tutkimuksen pääpaino voisikin kiintoainemääritysten sijaan olla kattavissa a-klorofylli-, kasviplanktonbiomassa- ja lajistomäärityksissä.

Myös viljelyjakso voisi olla huomattavasti tässä tutkimuksessa käytettyä vuorokautta pidempi ja näytteenotto tiheämpää. Kasviplanktonin muodostamat massaesiintymät voivat olla lyhytkestoisia, joten esimerkiksi viikoittainen näytteenotto voisi olla soveltuvampi havaskokeisiin. Kehikoihin voitaisiin esimerkiksi vaihtaa uudet havakset viikon tai kahden välein, jolloin havasten limoittuminen olisi todennäköisempää ja näytteenotto noudattaisi ns. jatkuvan keräyksen periaatetta. Resurssien salliessa havaskoetutkimuksia olisi syytä

täydentää kalastajille suunnatulla kyselytutkimuksella, kuten Suomessa on esimerkiksi Pyhäjärvellä aiemmin tehtykin. Tässä tutkielmassa tutkimustuloksia täydennettiin kalastajien Vesijärvisäätiölle antamalla tiedonannoilla, jotka mahdollistavat ajallisten yhteyksien arvioimisen, mutta eivät esimerkiksi tilastollista testaamista.

Vesialueilla, joilla kalastajat ovat motivoituneita selvittämään limoittumisen syytä, näytteenoton voisi toteuttaa ainakin osittain kansalaistieteen keinoin. Esimerkiksi kalastaja voisi verkkojen kokemisen yhteydessä täyttää näytelomakkeen, nostaa vesinäytteen limnos-noutimella kalastussyvyydestä sekä pintavedestä ja säilöä pienen määrän mahdollista verkkoon takertunutta levää Lugol-liuosta sisältävään näytepulloon. Välineiden ja näytepullojen antaminen sekä opastus näytteenottoon antaisivat mahdollisuuden paikallisille vapaaehtoisille osallistua tutkimukseen, ja tarjoaisi tutkijalle aineistoa juuri kalastajien käyttämiltä ajoilta ja alueilta. Kattavan aineiston kerääminen voi olla haasteellista ja vaatisi sitoutuvaa yhteisöä, mutta teknisesti itse näytteenotto onnistuisi kalastajilta hyvin todennäköisesti lyhyenkin opastuksen jälkeen.

Kajaanselällä esiintyi merkittävässä määrin Enonselän lajistoa dominoivaa *P. agardhii* -sinilevää, mutta Enonselällä vain vähän *A. islandica* -piilevää. Vesijärven piileväesiintymien tarkastelussa voisikin olla mielekästä tutkia, miksi *A. islandica* muodostaa massaesiintymiä vain Kajaanselällä eikä Enonselällä, vaikka lajia alueella vähäisenä esiintyykin ja erot Kajaanselän vedenlaatuun ovat pieniä. Mahdollisia havaskokeita olisi syytä jatkaa vähintään järven jäätymiseen asti, ja kalastajien osallistaminen alueen tutkimukseen kalastuskirjanpidolla auttaa hahmottamaan kattavammin piilevien syksyistä spatiaalista levinneisyyttä Kajaanselällä. Optimitilanteessa havaskokeet ja kalastuskirjanpito tulisi toteuttaa kaikilla järven osa-alueilla, jotta koko järven syksyinen piilevätilanne ja -kehitys saadaan selville.

KIITOKSET

Tämä opinnäytetyö tehtiin yhteistyössä Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiön kanssa, joka rahoitti tutkimusvälineiden rakentamisen ja näytteenoton kustannukset osana Hola-Lake projektia. Kiitän työn ohjauksesta professori Lauri Arvolaa, tohtori Pauliina Salmea ja tohtori Mirva Ketolaa. Haluan kiittää myös Lahden kaupungin ympäristöpalveluita ja Esa Huhtasta sekä Niemen yliopistokampuksen henkilökuntaa veneiden lainasta, kuljetuksista ja yleisestä avusta. Erityiskiitokset ammattitaitoisesta opastuksesta ohjaajalleni Pauliina Salmelle sekä kenttätöissä avustamisesta ystävälleni Niko Mäkiselle ja isälleni Jouni Pullille, joita ilman näytteenotto ei olisi ollut mahdollista.

KIRJALLISUUS

- Alpine, A. E., & Cloern, J. E. 1992. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnology and oceanography*, 37(5), 946-955.
- Anttila-Huhtinen M. & Manninen P. 1999. Havasten limoittumistutkimus Konnivesi-Ruotsalaisella talvella 1997. *Suomen ympäristö* 274: 1–57.
- Anttila, S., Ketola, M., Kuoppamäki, K., & Kairesalo, T. 2013. Identification of a biomanipulation-driven regime shift in Lake Vesijärvi: implications for lake management. *Freshwater Biology*, 58(7), 1494-1502.
- Aroviita, J., Mitikka, S. & Vienonen, S. 2019. Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. *Suomen Ympäristökeskuksen raportteja* 37/2019. Helsinki, Suomi. 180 s.
- Babanazarova, O. V., Likhoshway, Y. V., & Sherbakov, D. Y. 1996. On the morphological variability of *Aulacoseira baicalensis* and *Aulacoseira islandica* (Bacillariophyta) of Lake Baikal, Russia. *Phycologia*, 35(2), 113-123.
- Bopp, L., Aumont, O., Cadule, P., Alvain, S., & Gehlen, M. 2005. Response of diatoms distribution to global warming and potential implications: A global model study. *Geophysical Research Letters*, 32(19).
- Bouffard, D., J. D. Ackerman, and L. Boegman 2013. Factors affecting the development and dynamics of hypoxia in a large shallow stratified lake: Hourly to seasonal patterns, *Water Resour. Res.*, 49
- Brett, M. T., Kainz, M. J., Taipale, S. J., & Seshan, H. 2009. Phytoplankton, not allochthonous carbon, sustains herbivorous zooplankton production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(50), 21197-21201.
- Canter, H., & Haworth, E. Y. 1991. The occurrence of two new plankton diatom populations in the English Lake District: *Aulacoseira islandica*. *Freshwater Forum* 1(1), 39-48.
- Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., & Hodgson, J. R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35(10), 634-639.
- Conley, D. & Kilham, H. 1989. Differences in silica content between marine and freshwater diatoms. *Limnol. Oceanogr.*, 34 (1), 205-213
- Davis, T. W., Bullerjahn, G. S., Tuttle, T., McKay, R. M., & Watson, S. B. 2015. Effects of increasing nitrogen and phosphorus concentrations on phytoplankton community growth and toxicity during *Planktothrix* blooms in Sandusky Bay, Lake Erie. *Environmental science & technology*, 49(12), 7197-7207.
- Deneke, R., & Nixdorf, B. 1999. On the occurrence of clear-water phases in relation to shallowness and trophic state: a comparative study. *Shallow Lakes* 98, 251-262

- Eurofins 2019. *Vesijärven tila vuonna 2018*. Velvoitetarkkailuraportti. Haettu 22.3.2020 osoitteesta:
https://www.lahti.fi/PalvelutSite/YmparistoSite/Documents/Ymp%C3%A4rist%C3%B6n%20tilaa%20koskevat%20julkaisut/2018_Vesij%C3%A4rvitarkkailu_raportti%20liitteineen.pdf
- Forsberg, C., Ryding, S.-O., Claesson, A. & Forsberg, A. 1978. Water chemical and/or algal assay? – Sewage effluent and polluted lake water studies. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 21: 352–363.
- Hammar, T., Huovila, J., Lahti, E., Manninen, P., Oksman, H., Punju, P & Taipainen, I. 1997. Pyydyksiä limoittavan *Hyalotheca dissiliens* -koristelevän runsastumisesta ja sen syistä. *Suomen Ympäristö* 26, 40 s.
- Herve, S. & Heinonen, P. 2004. Verkkohavaksen limoittuminen. *Julkaisussa Ruoppa, M. & Heinonen, P. (toim.), Suomessa käytetyt biologiset vesitutkimusmenetelmät. Suomen ympäristö* 682, s. 40-42.
- Horppila, J. 1994. *Interactions between roach (Rutilus rutilus (L.)) stock and water quality in lake Vesijärvi (southern Finland)*. Väitöskirja, Helsingin yliopisto.
- Horppila, J., Peltonen, H., Malinen, T., Luokkanen, E. & Kairesalo, T. 1998. Top-down or bottom-up effects by fish: issues of concern in biomanipulation lakes. *Restoration Ecology* 6: 20-28.
- Järvinen, M., Forsström, L., Huttunen, M., Hällfors, S., Jokipii, R., Niemelä, M., & Palomäki, A. 2011. Kasviplanktonin laskentamenetelmät.. Pdf-tiedosto haettu 23.9.2011 sivuilta www.ymparisto.fi.
- Kairesalo, T., Laine, S., Luokkanen, E., Malinen, T., & Keto, J. 1999. Direct and indirect mechanisms behind successful biomanipulation. *Hydrobiologia* 395/396: 99–106
- Kairesalo, T. & Vakkilainen, K. 2004. Lake Vesijärvi and the City of Lahti (southern Finland) Comprehensive Interactions between the Lake and the Coupled Human Community. *SILnews* 41, 1-5.
- Kelley, D. E. 1997. Convection in ice-covered lakes: effects on algal suspension. *Journal of Plankton Research*, 19(12), 1859-1880.
- Keto, J. 2010a. Levien värikäs maailma. *Teoksessa: Keto, J., Kolunen, H., Pekkarinen, A. & Tuominen L.(toim.). Vesijärvi–Salpausselkien tytär. Lahden seudun ympäristöpalvelut ja Vesijärvisäätiö.* s. 145-154
- Keto, J. 2010b. Järvi ennen ja nyt. *Teoksessa: Keto, J., Kolunen, H., Pekkarinen, A. & Tuominen L.(toim.). Vesijärvi–Salpausselkien tytär. Lahden seudun ympäristöpalvelut ja Vesijärvisäätiö* s. 43-58.
- Keto, J. 2008. Vesijärvi II-projekti 2002–2007. Loppuraportti. Lahden kaupunki, Lahden seudun ympäristöpalvelut. 40 s.
- Keto, J., Tallberg, P., Malin, I., Vääränen, P., & Vakkilainen, K. 2005. The horizon of hope for L. Vesijärvi, southern Finland: 30 years of water quality and phytoplankton studies. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 29(1), 448-452.

- Keto, J., & Tallberg, P. 2000. The recovery of Vesijärvi, a lake in southern Finland: water quality and phytoplankton interpretations. *Boreal environment research*, 5(1), 15-26
- Kjørboe, T., Tiselius, P., Mitchell-Innes, B., Hansen, J., Visser, A. & Mari, X. 1998. Intensive aggregate formation with low vertical flux during an upwelling-induced diatom bloom. *Limnol. Oceanogr.* 43(1), 104-116
- Koski-Vähälä J., Hartikainen H. & Kairesalo T. 2000. Resuspension in regulating sedimentation dynamics in Lake Vesijärvi. *Arch. Hydrobiol.* 148: 357-381.
- Kuoppamäki, K. 2018. Eläinplanktonyhteisön pitkäaikainen kehitys ja vuoden 2017 tilanne Vesijärven Enonselän ulapalla. Raportti, Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiö. Haettu 18.3.2020 osoitteesta:
https://www.lahti.fi/PalvelutSite/YmparistoSite/Documents/Ymp%C3%A4rist%C3%B6n%20tilaa%20koskevat%20julkaisut/2018_Vesij%C3%A4rven_el%C3%A4inplankton2017-1_Kuoppam%C3%A4ki.pdf
- Lahden kaupunki 13.2.2017. Vesijärven hoitokalastussaaalis yli 100 000 kiloa. [Verkkouutinen] . Haettu 10.2.2019 osoitteesta:
<https://www.lahti.fi/ajankohtaista/uutiset/vesij%C3%A4rven-hoitokalastussaaalis-yli-100-000-kiloa>
- Lampert, W., Fleckner, W., Rai, H., & Taylor, B. E. 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase
 1. *Limnology and Oceanography*, 31(3), 478-490.
- Lepistö, L. 1999. Phytoplankton assemblages reflecting the ecological status of lakes in Finland. Monographs of the Boreal Environment Research No. 16, 1999.
- Lepistö, L. 1992. Planktonlevien aiheuttamat haitat. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – Sarja A. 62 s. *Helsinki*.
- Liukkonen, M., Kairesalo, T., & Haworth, E. Y. 1997. Changes in the diatom community, including the appearance of *Actinocyclus normanii* f. *subsalsus*, during the biomanipulation of Lake Vesijärvi, Finland. *European Journal of Phycology*, 32(4), 353-361.
- Malbrouck, C., & Kestemont, P. 2006. Effects of microcystins on fish. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 25(1), 72-86.
- Niemistö, J., Köngäs, P., Härkönen, L., & Horppila, J. 2016. Hypolimnetic aeration intensifies phosphorus recycling and increases organic material sedimentation in a stratifying lake: Effects through increased temperature and turbulence. *Boreal environmental research* 21: 571–587
- Niemistö, J., Silvonen, S., & Horppila, J. 2019. Effects of hypolimnetic aeration on the quantity and quality of settling material in a eutrophied dimictic lake. *Hydrobiologia* 2019, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04160-6>
- Nykänen, M., Malinen, T., Vakkilainen, K., Liukkonen, M., & Kairesalo, T. 2010. Cladoceran community responses to biomanipulation and re-oligotrophication in Lake Vesijärvi, Finland, as inferred from remains in annually laminated sediment. *Freshwater Biology*, 55(6), 1164-1181.

- Paerl, H. W., & Otten, T. G. 2013. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial ecology*, 65(4), 995-1010.
- Peeters, F., Straile, D., Lorke, A., & Livingstone, D. M. 2007. Earlier onset of the spring phytoplankton bloom in lakes of the temperate zone in a warmer climate. *Global Change Biology*, 13(9), 1898-1909.
- Penttinen, K., & Niinimäki, J. 2010. Vesiensuojelun perusteet ja vesistöjen kunnostus. s. 46 *Tampere: Tampereen Yliopistopaino Oy*.
- Pietiläinen, O. P., & Räike, A. 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. *Suomen ympäristö 313*, 64 s.
- Pietiläinen, O. P., Antikainen, R., Holmberg, M., Kauppila, J., Kauppila, P., Ketola, T., ... & Rantanen, P. 2008. Yhdyskuntien typikuormitus ja pintavesien tila. *Suomen Ympäristö 46*, 71 s.
- Popovich, C. A., & Gayoso, A. M. 1999. Effect of irradiance and temperature on the growth rate of *Thalassiosira curviseriata* Takano (Bacillariophyceae), a bloom diatom in Bahía Blanca estuary (Argentina). *Journal of Plankton Research*, 21(6).
- Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiö 26.11.2014. Piilevä kiusaa edelleen kalastajia. [Uutiskirje] Haettu 12.2.2019 osoitteesta: <https://www.puhdasvesijarvi.fi/fi/ajankohtaista/?a=viewItem&itemid=1380>
- Rautio, M., Sorvari, S., & Korhola, A. 2000. Diatom and crustacean zooplankton communities, their seasonal variability and representation in the sediments of subarctic Lake Saanajärvi. *Journal of Limnology*, 59(1s), 81-96.
- Reavie, E. D., & Barbiero, R. P. 2013. Recent changes in abundance and cell size of pelagic diatoms in the North American Great Lakes. *Phytotaxa*, 127(1), 150-162.
- Reavie, E. D., Heathcote, A. J., & Chraïbi, V. L. S. 2014. Laurentian Great Lakes phytoplankton and their water quality characteristics, including a diatom-based model for paleoreconstruction of phosphorus. *PloS one*, 9(8).
- Reynolds, C. S. 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Reynolds, C. S. 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia*, 369, 11-26
- Reynolds, C. S. 1986. Diatoms and the geochemical cycling of silicon. *Biom mineralization in lower plants and animals*, 269-290
- Romo, S., & Miracle, M. R. 1995. Diversity of the phytoplankton assemblages of a polymictic hypertrophic lake. *Archiv für Hydrobiologie*, 132(3), 363-384.
- Rousseaux, C., & Gregg, W. 2014. Interannual variation in phytoplankton primary production at a global scale. *Remote Sensing*, 6(1), 1-19.
- Ruuhijärvi, J., Malinen, T., Ala-Opas, P., & Tuomaala, A. 2005. Fish stocks of Lake Vesijärvi: from nuisance to flourishing fishery in 15 years. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 29(1), 384-389.
- Salmi, P. 2015. *Effects of mechanical mixing on lake water quality, with special emphasis on under-ice phytoplankton*. Väitöskirja, Jyväskylän yliopisto.

- Salmi, P., Malin, I., & Salonen, K. 2014. Pumping of epilimnetic water into hypolimnion improves oxygen but not necessarily nutrient conditions in a lake recovering from eutrophication. *Inland waters*, 4(4), 425-434.
- Salmi, P., & Salonen, K. 2016. Regular build-up of the spring phytoplankton maximum before ice-break in a boreal lake. *Limnology and Oceanography*, 61(1), 240-253.
- Sammalkorpi, I., Keto, J., Kairesalo, T., Mäkelä, M., Vääriskoski, E., Luokkanen, E. & Lammi, E. (toim.) 1995. Vesijärvi-projekti 1987–1994. Ravintoketjukurinnot, tutkimukset ja toimenpitekokeilut. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 218. Helsinki, 131 s.
- Shapiro, J. & Wright, D. 1984. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshwater biology*, 14(4), 371-383.
- Sivonen, K. 1990. Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate, and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Appl. Environ. Microbiol.*, 56(9), 2658-2666.
- Smetacek, V. S. 1985. Role of sinking in diatom life-history cycles: ecological, evolutionary and geological significance. *Marine biology*, 84(3), 239-251.
- Sommer, U. 1985. Seasonal succession of phytoplankton in Lake Constance. *Bioscience*, 35(6), 351-357.
- Sommer, U. 1986. The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to other deep lakes of central Europe. *Seasonality of Freshwater Phytoplankton* 138, 1-7
- Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W., & Duncan, A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.*, 106(4), 433-471.
- Sondergaard, M., Jensen, P. J., & Jeppesen, E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World Journal*, 1, 427-442.
- Stoermer E.F., Kries, R.G. Jr. & Sicko-Goad, L. 1981. A systematic, quantitative, and ecological comparison of *Melosira islandica* O. Müll. with *M. granulata* (Her.) Ralfs from the Laurentian great lakes. *Journal of Great Lakes Research* 7:345-356.
- Street-Perrott, F. A., & Barker, P. A. 2008. Biogenic silica: a neglected component of the coupled global continental biogeochemical cycles of carbon and silicon. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group*, 33(9), 1436-1457.
- Suh, M. Y., Han, M. S., & Kim, B. H. 2005. Effects of Dissolved Microcystin-LR on the Different Phytoplankton Communities in a Microcosm Scale. *Korean Journal of Ecology and Environment*, 38(3), 313–321.
- Suoraniemi, M., Laine, S., Malinen, T., Törmänen, A. I., Luokkanen, E., & Kairesalo, T. 2000. Comprehensive approach to the rehabilitation and management of Vesijärvi, a lake in southern Finland. *Boreal environment research*, 5(1), 1-14.

- Teubner, K., Feyerabend, R., Henning, M., Nicklisch, A., Voitke, P., & Kohl, J. G. 1999. Alternative blooming of *Aphanizomenon flos-aquae* or *Planktothrix agardhii* induced by the timing of the critical nitrogen: phosphorus ratio in hypertrophic riverine lakes (With 8 figures and 2 tables). *Ergebnisse der Limnologie*, 54: 325-344.
- Tonk, L., Visser, P. M., Christiansen, G., Dittmann, E., Snelder, E. O., Wiedner, C., ... & Huisman, J. 2005. The microcystin composition of the cyanobacterium *Planktothrix agardhii* changes toward a more toxic variant with increasing light intensity. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71(9), 5177-5181.
- Tuominen, L. & Kolunen, H. 1992. Vesijärvi, luontoa – tutkimusta – maisemia. — Lahden kaupungin ympäristönsuojelutoimisto. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. 139 s.
- Uuskallio, V. 14.1.2016. Vesijärven hoitokalastussaalessa pieneni entisestään – ongelma sama kuin edellisellä vuonna. *Etelä-Suomen Sanomat [Verkkouutinen]*. Haettu 10.2.2019 osoitteesta: <https://www.ess.fi/uutiset/paijathame/2016/01/14/vesijarven-hoitokalastussaalessa-pieneni-entisestaan--ongelma-sama-kuin-edellisena-vuonna>
- Vehmaa, A., & Salonen, K. 2009. Development of phytoplankton in Lake Pääjärvi (Finland) during under-ice convective mixing period. *Aquatic Ecology*, 43(3), 693-705
- Vuori, K.M., Mitikka, S. & Vuoristo, H. 2009 Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. *Ympäristöhallinnon ohjeita* 3/2009. Sastamala, Suomi. 120 s.
- Vuorio K., Järvinen M., Moilanen S., Kotamäki N. & Bilaletdin Ä. 2015. Water level regulation in winter triggers fouling of fishing nets by the diatom *Aulacoseira islandica* in a boreal lake. *Boreal Env. Res.* 20: 587–602.
- Vuorio, K., Järvinen, M., Moilanen, S., & Bilaletdin, Ä. 2013. Piilevien aiheuttamat kalanpyydyksen likaantumisongelmat-Pyhäjärven eteläosa, Kulovesi ja Roine. *Suomen ympäristökeskuksen raportteja* 22/2013
- Van de Waal, D. B., Ferreruela, G., Tonk, L., Van Donk, E., Huisman, J., Visser, P. M., & Matthijs, H. C. 2010. Pulsed nitrogen supply induces dynamic changes in the amino acid composition and microcystin production of the harmful cyanobacterium *Planktothrix agardhii*. *FEMS microbiology ecology*, 74(2), 430-438.
- Wetzel, R. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego.
- Willén, E. 2001. Phytoplankton and water quality characterization: experiences from the Swedish large lakes Mälaren, Hjälmaren, Vättern and Vänern. *Ambio* 30: 529–537.
- YLE 2014: Levä sotkee verkot Vesijärvellä. Verkkouutinen. 6.11.2014. Saatavilla: <https://yle.fi/uutiset/3-760455> Viitattu 8.7.2019
- Ympäristöhallinnon tietojärjestelmät 2019: Hertta -hallintajärjestelmä. Pintavesien tilan tietojärjestelmän kasviplankton -osio. Haettu 13.11.2019.

Ympäristöhallinnon tietojärjestelmät 2020: Vesien ekologinen tila. Vesikartta - työkalu. Haettu 18.2.2020 osoitteesta:

http://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikarttaviewers/Html5Viewer_2_11_2/Index.html?configBase=http://paikkatieto.ymparisto.fi/Geocortex/Essentials/REST/sites/VesikarttaKansa/viewers/VesikarttaHTML525/virtualdirectory/Resources/Config/Default&locale=fi-FI

LIITTEET

Liite 1. Päälyysveden vedenlaatutietoja

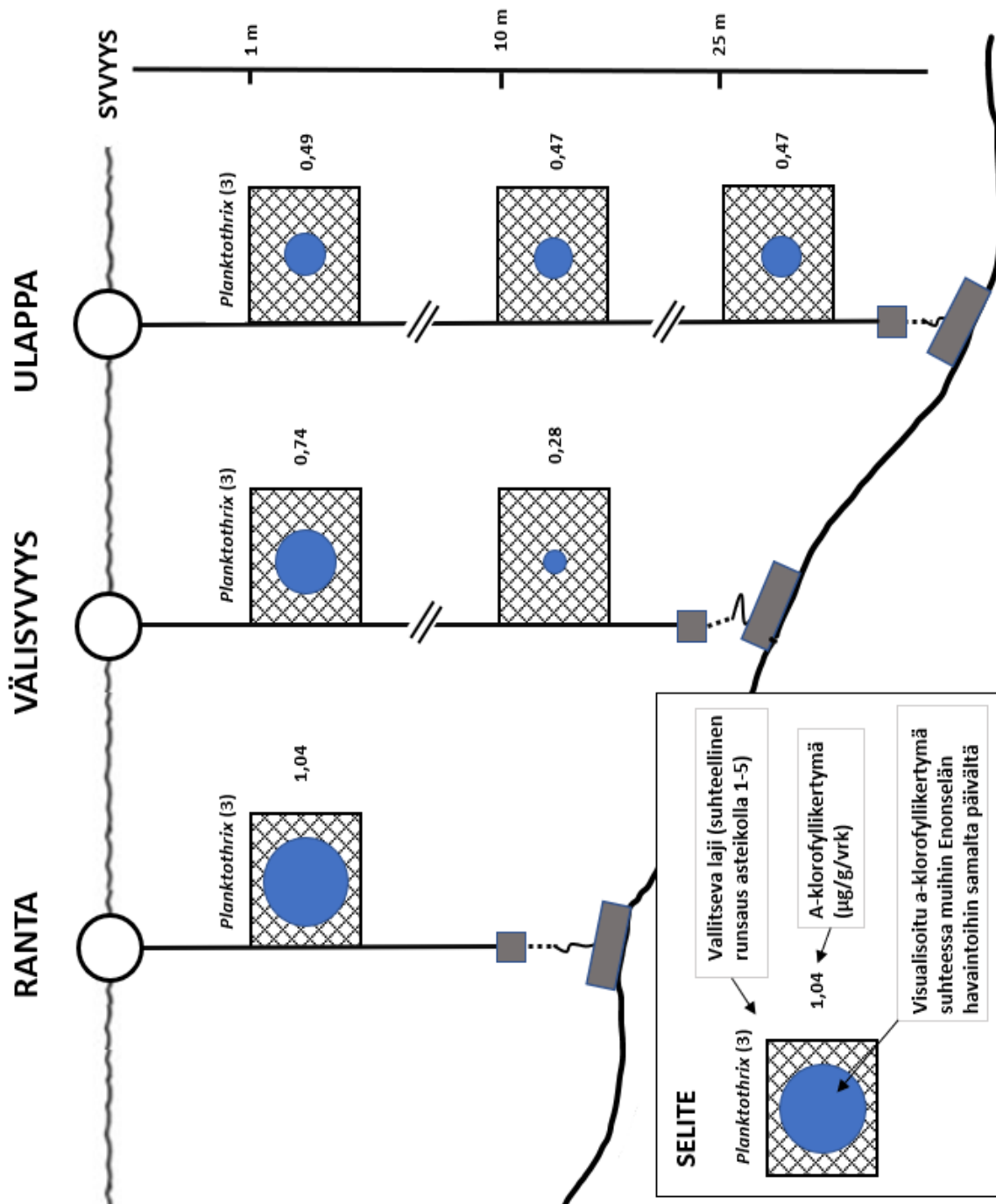
Liite 1.1 Enonselän havaintopisteen päälyysveden (0-2 m) vedenlaatutietoja.

Laatutekijä	Yksikkö	17.9.	1.10.	16.10.	5.11.
Näkösyvyys	m	1,6	1,6	1,6	1,6
Kiintoaine	mg/l	4,44	4,46	4,26	4,6
Sameus	NTU	3,8	4,2	2,8	2,9
pH			7,1	7,2	7,4
A- klorofylli	µg/l	26	26	32	16
Lämpötila	°C	15,7	11,9	10	5,9
Happipitoisuus	mg/l	9,8	11,3	11	12,8
Kok-P	µg/l	35	36	36	30
Kok-N	µg/l	750	720	750	650
NO2+NO3	µg/l	23	11	7	20
PO4	µg/l	8	8	8	8
NH4	µg/l	18	23	12	11
SiO3	mg/l	2,2	2,67	3,47	4,24
Kokonaisravannesuhde	N:P	21,4	20,0	20,8	21,7
Mineraaliravannesuhde	DIN:DIP	20,9	24,4	12,9	13,5

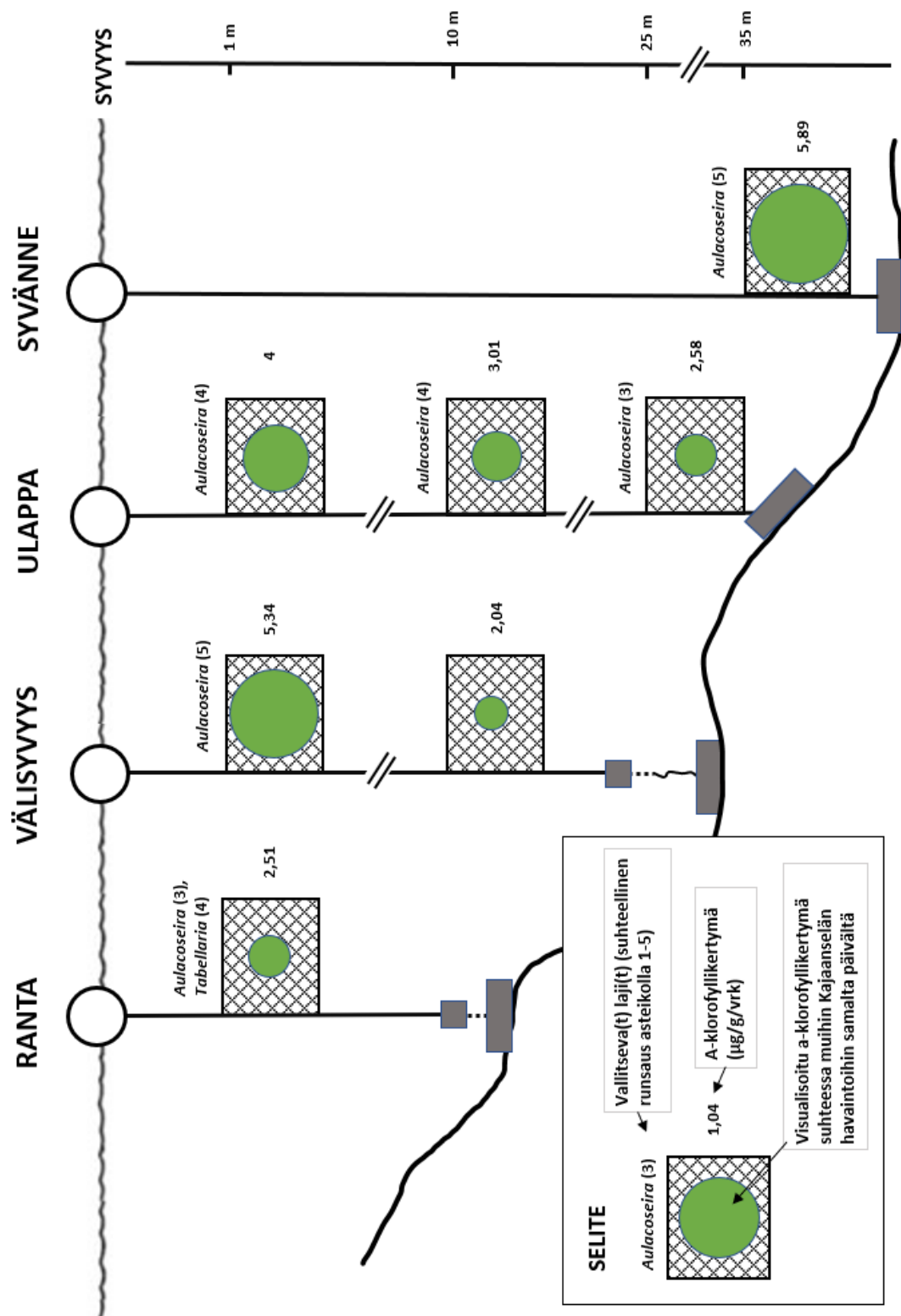
Liite 1.2 Kajaanselän havaintopisteen päälyysveden (0-2 m) vedenlaatutietoja.

Laatutekijä	Yksikkö	17.9.	1.10.	16.10.	5.11.
Näkösyvyys	m	2,2	2,2	2,5	2,5
Kiintoaine	mg/l	4,39	3,1	2,88	4,16
Sameus	NTU	3,4	2,7	3,4	2,1
pH			6,8	7,1	7,4
A-klorofylli	µg/l	7,6	13	7,9	66
Lämpötila	°C	15,3	11,3	9,7	6
Happipitoisuus	mg/l	10,2	11,4	11,4	13,3
Kok-P	µg/l	20	20	18	20
Kok-N	µg/l	535	540	485	500
NO2+NO3	µg/l	23	18	2	3
PO4	µg/l	6	7	6	6
NH4	µg/l	14	17	7	10
SiO3	mg/l	1,5	1,72	1,38	1,11
Kokonaisravannesuhde	N:P	26,8	27,0	26,9	25,0
Mineraaliravannesuhde	DIN:DIP	17,8	19,6	7,3	10,5

Liite 2. Kasviplanktonin alueellinen levinneisyys marraskuussa

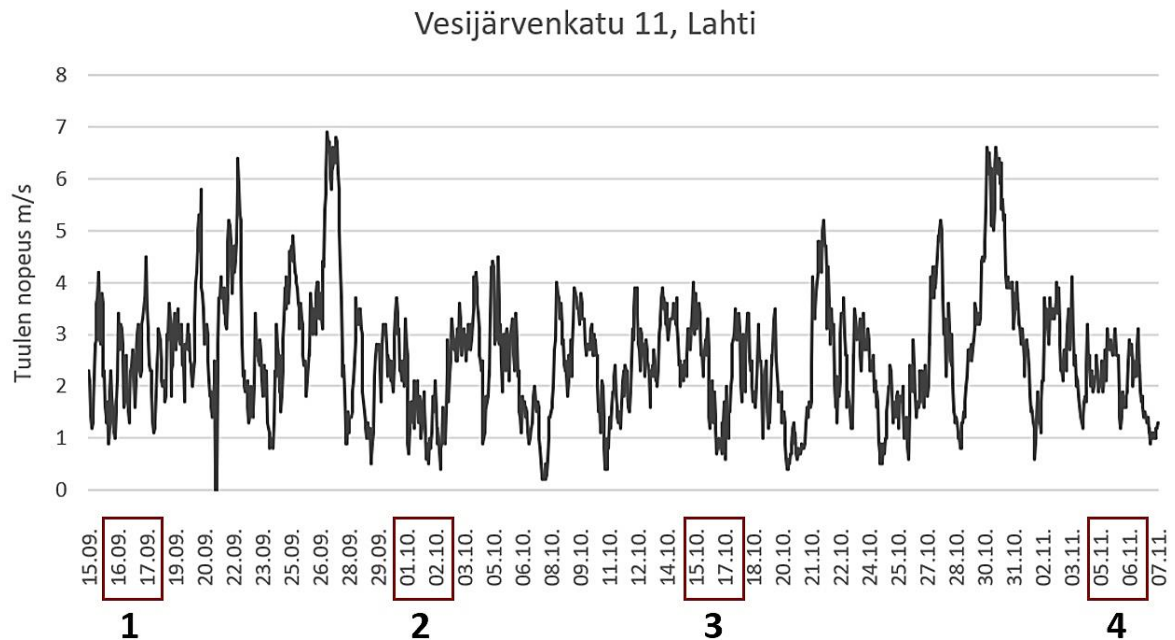


Liite 2.1 Kaaviokuva Enonselän havaksiin 5.11.2018 keräntyneistä a-klorofyllipitoisuuksista, niiden suhteellisista jakaumista sekä runsaimpina esiintyvistä kasviplanktonlajeista.



Liite 2.2 Kaaviokuva Kajaanselän havaksin 5.11.2018 keräntyneistä a-klorofyllipitoisuuksista, niiden suhteellisista jakaumista sekä runsaimpina esiintyvistä kasviplanktonlajeista.

Liite 3. Lahden kaupungin tuulennopeustietoja



Tuulennopeustiedot tuntikeskiarvoina syksyltä 2018 Lahden kaupungin havaintopaikalta Vesijärven rannan tuntumasta. Havaskokeiden (korostettu ja numeroitu järjestyksessä 1-4) aikaiset tuulennopeuksien keskiarvot olivat 2,3 m/s lukuun ottamatta kolmatta näytteenottokertaa, jolloin keskiarvo oli 1,4 m/s. Dataa ei ole validoitu, joten tulokset ovat suuntaa-antavia. Lähde: Lahden kaupungin ympäristö- ja rakennusvalvonta.

Liite 4. Ekologisen tilan luokkarajat kasvukaudella

Suurten, vähähumuksisten järvien ekologisen tilan kasvukauden vertailuarvot ja luokkarajat kokonaisfosforille, kokonaistypelle ja a-klorofyllille (Aroviita ym. 2019). E = erinomainen, Hy = hyvä, T = tyydyttävä, V = välttävä, Hu = Huono.

Muuttuja	Yksikkö	Vertailuolot	Luokka			
			E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu
Kok. P (0-2 m)	µg/l	8	10	18	35	70
Kok. N (0-2 m)	µg/l	350	350	400	700	900
A-klorofylli (0-2 m)	µg/l	3	4	7	14	27